

Luiz Henrique Maccarini Vefago

**EL CONCEPTO DE RECICLABILIDAD APLICADO
A LOS MATERIALES DE CONSTRUCCIÓN Y A
LOS EDIFICIOS: PROPUESTA DE ÍNDICES PARA
EVALUAR LA RECICLABILIDAD DE LOS
SISTEMAS CONSTRUCTIVOS**

Tesis presentada al Programa Àmbits de
Recerca en l'Energia i el Medi Ambient de
la Universitat Politècnica de Catalunya
para la obtención del título de Doctor en
Arquitectura

Director y tutor:
Prof. Dr. Jaume Avellaneda

Barcelona
2011

**EL CONCEPTO DE RECICLABILIDAD APLICADO A LOS
MATERIALES DE CONSTRUCCIÓN Y A LOS EDIFICIOS:
PROPUESTA DE ÍNDICES PARA EVALUAR LA
RECICLABILIDAD DE LOS SISTEMAS CONSTRUCTIVOS**

LUIZ HENRIQUE MACCARINI VEFAGO

Esta tesis doctoral fue juzgada adecuada a la obtención del título de

DOCTOR EN ARQUITECTURA

aprobada en su forma final por el Programa Àmbits de Recerca en l'Energia i el
Medi Ambient a l'Arquitectura del Departament de Construccions
Arquitectòniques I

Prof. Jaume Avellaneda, Dr.
(Director y tutor)

Profa. Helena Coch, Dra.
(Coordinadora del programa de doctorado)

COMISIÓN EXAMINADORA

Prof. Albert Cuchí, Dr. (UPC)

Prof. Fernando Barth, Dr. (UFSC)

Profa. Mercedes del Rio, Dra. (UPM)

*Dedico este trabajo a toda mi familia
y en especial a mi padre y mi madre*

Índice

Índice	i
Índice de Gráficos y tablas.....	vii
Índice de Figuras	xi
Agradecimientos	xix
Resumen	xxi
Abstract	xxiii

1 Introducción..... 1

1.1	Justificación del trabajo	2
1.1.1	Dependencia y escasez de los recursos materiales	3
1.1.2	Degradación del medio ambiente	8
1.1.3	Problemas del sistema económico	11
1.1.4	Generación de residuos.....	12
1.1.5	Economía de recursos energéticos.....	14
1.1.6	Escasas políticas y normativas para la reutilización y el reciclaje	15
1.1.7	La nueva vivienda.....	16
1.1.8	Aumento de la huella ecológica	21
1.2	Hipótesis de la tesis	22
1.3	Objetivos de la tesis.....	22
1.3.1	Objetivo General	22
1.3.2	Objetivos específicos.....	22
1.4	Método de investigación.....	23
1.5	Estructura de la tesis.....	24

2 Estado del arte sobre el reciclaje..... 27

2.1	Impactos ambientales globales y locales	29
2.2	Concentración de elementos en la corteza terrestre.....	31
2.2.1	Acero	34
2.2.2	Aluminio.....	35
2.2.3	Cobalto	36
2.2.4	Cobre	37
2.2.5	Yeso	38
2.2.6	Zinc.....	39
2.2.7	Áridos	39
2.3	Entropía y exergía.....	40
2.4	Arquitectura sostenible	42
2.4.1	Las vertientes de la arquitectura sostenible	45
2.5	El ciclo de vida de los materiales	51
2.6	Después del primer ciclo de vida.....	53
2.6.1	Breve historia del reciclaje	58
2.6.2	Residuos de construcción y demolición	61
2.6.3	Elementos tóxicos.....	67

2.6.4	Ventajas y desventajas de la reutilización y del reciclaje.....	68
2.7	Arquitectura con materiales reutilizados y/o reciclados.....	70
2.7.1	Viviendas en Linköping: estructura de hormigón reutilizada	71
2.7.2	BedZED – South London, Inglaterra: varios materiales reciclados	71
2.7.3	Edificio C. K. Choi – Canadá: madera, ladrillo y acero reutilizados	75
2.7.4	Edificio de la universidad de Toronto: reutilización de acero y madera ...	77
2.7.5	Mason Bend – EE.UU: reutilización de madera y vidrio	78
2.7.6	Edificios con contenedores marítimos - Londres	79
2.8	Las normativas sobre el reciclado	82
2.8.1	Norma serie ISO 14000	85
2.8.2	Etiquetas ambientales de productos.....	87
2.9	Plásticos naturales	88
2.9.1	Biopolímeros	88
2.9.1.1	Fibras naturales y <i>biocomposites</i>	90
2.10	Concepto cradle to cradle	93
2.11	Ecología industrial.....	96

3 Estado actual de los procesos de reciclaje en los principales materiales de construcción 101

3.1	Orgánicos.....	101
3.1.1	Madera.....	101
3.1.1.1	Breve descripción del proceso de elaboración de los tableros de partículas.....	102
3.1.1.2	Posibilidades técnicas y proceso de reciclado	103
3.1.1.3	Comparativas ambientales.....	105
3.1.1.4	Organismos y normativas específicas	105
3.1.1.5	Mercado	106
3.1.1.6	Uso del material y valoración.....	106
3.2	Pétreos	107
3.2.1	Hormigón.....	107
3.2.1.1	Breve descripción del proceso de elaboración y residuos generados.....	107
3.2.1.2	Posibilidades técnicas	109
3.2.1.2.1	Áridos finos y gruesos de antiguos hormigones.....	110
3.2.1.2.2	Otros tipos de residuos	117
3.2.1.3	Proceso de reciclado	118
3.2.1.3.1	Reciclaje en planta fija	119
3.2.1.3.2	Planta de reciclaje de les Franqueses del Vallès.....	123
3.2.1.3.3	Reciclaje en planta móvil	127
3.2.1.3.4	Plantas de producción de hormigón.....	130
3.2.1.3.5	Separación por ondas de choque	132
3.2.1.4	Comparativas ambientales.....	133
3.2.1.5	Organismos y normativas específicas	136
3.2.1.6	Mercado	137
3.2.1.7	Uso del material y valoración.....	143
3.2.2	Vidrio.....	144
3.2.2.1	Breve descripción del proceso de fabricación y residuos generados.....	144
3.2.2.2	Posibilidades técnicas y proceso de reciclado	145
3.2.2.3	Comparativas ambientales.....	148

3.2.2.4	Organismos y normativas específicas	148
3.2.2.5	Mercado	149
3.2.2.6	Uso del material y valoración	150
3.2.3	Piedra (mármol)	151
3.2.3.1	Breve descripción del proceso de elaboración y residuos generados	151
3.2.3.2	Posibilidades técnicas y proceso de reciclado	153
3.2.3.3	Comparativas ambientales	154
3.2.3.4	Organismos y normativas específicas	155
3.2.3.5	Mercado	155
3.2.3.6	Uso del material y valoración	155
3.2.4	Ladrillos cerámicos	155
3.2.4.1	Breve descripción del proceso de elaboración y residuos generados	155
3.2.4.2	Posibilidades técnicas y proceso de reciclado	159
3.2.4.3	Comparativas ambientales	159
3.2.4.4	Organismos y normativas específicas	160
3.2.4.5	Mercado	160
3.2.4.6	Uso del material y valoración	160
3.2.5	Cartón-yeso	161
3.2.5.1	Breve descripción del proceso de fabricación y residuos generados	161
3.2.5.2	Posibilidades técnicas y proceso de reciclado	162
3.2.5.3	Comparativas ambientales	163
3.2.5.4	Organismos y normativas específicas	163
3.2.5.5	Mercado	164
3.2.5.6	Uso del material y valoración	165
3.3	Metales	165
3.3.1	Acero	165
3.3.1.1	Breve descripción del proceso de elaboración y residuos generados	166
3.3.1.2	Posibilidades técnicas y proceso de reciclado	168
3.3.1.3	Comparativas ambientales	170
3.3.1.4	Organismos y normativas específicas	174
3.3.1.5	Mercado	174
3.3.1.6	Uso del material y valoración	179
3.3.2	Aluminio	179
3.3.2.1	Breve descripción del proceso de elaboración y residuos generados	180
3.3.2.2	Posibilidades técnicas y proceso de reciclado	186
3.3.2.2.1	Obtención del aluminio postconsumo	186
3.3.2.2.2	Proceso de reciclado	191
3.3.2.2.3	Restricciones del aluminio reciclado	195
3.3.2.3	Comparativas ambientales	198
3.3.2.3.1	Residuos del proceso Bayer	199
3.3.2.3.2	Residuos sólidos del aluminio reciclado	201
3.3.2.4	Organismos y normativas específicas	202
3.3.2.5	Mercado	202
3.3.2.6	Uso del material y valoración	206
3.4	Plásticos	206
3.4.1	Breve descripción del proceso de fabricación y residuos generados	208
3.4.1.1	Cloruro de polivinilo	208
3.4.2	Posibilidades técnicas y proceso de reciclado	209
3.4.3	Comparativas ambientales	216
3.4.4	Organismos y normativas específicas	218

3.4.5	Mercado	218
3.4.6	Uso del material y valoración	220
4	Productos realizados con materiales reciclados. Diseño para la deconstrucción	221
4.1	Productos realizados a partir de materiales reciclados	221
4.1.1	Aislantes acústicos	222
4.1.1.1	Neumáticos reciclados	222
4.1.1.2	Madera de postconsumo	222
4.1.2	Aislantes térmicos	223
4.1.2.1	Pantalones vaqueros	223
4.1.2.2	Celulosa	223
4.1.2.3	Lana de oveja	225
4.1.2.4	Cáñamo	226
4.1.2.5	Aislante para tuberías	226
4.1.2.6	Aislante elaborado a partir de botellas PET	227
4.1.3	Cerramientos	228
4.1.3.1	Biocomposite	228
4.1.3.2	Paneles acero inoxidable	228
4.1.3.3	Vidrio reciclado	229
4.1.3.4	Bloques de hormigón	229
4.1.3.5	Plásticos	230
4.1.3.6	Paneles de plástico reciclado	232
4.1.4	Cubiertas	232
4.1.4.1	Tejas	232
4.1.4.2	Cubierta vegetal	233
4.1.5	Suelos	233
4.1.5.1	Baldosas cerámicas	233
4.1.5.2	Pavimento de granito reciclado preconsumo	235
4.1.5.3	Fibra de celulosa	236
4.1.5.4	Baldosas de inodoros	236
4.1.5.5	Vinilo reciclado	237
4.1.5.6	Bloques de plástico y neumáticos	237
4.1.5.7	Residuos orgánicos	238
4.1.5.8	Paja de trigo	238
4.1.6	Instalaciones	239
4.1.6.1	Tubos de polietileno reciclado	239
4.1.6.2	Conductos eléctricos de polietileno	239
4.1.7	Pinturas con materias primas de origen vegetal	240
4.1.8	Sellado	240
4.2	Eco-etiquetas y declaraciones ambientales de los productos	241
4.2.1	ISO 14020	242
4.2.1.1	Declaración del tipo I	242
4.2.1.2	Declaración del tipo II	243
4.2.1.3	Declaración del tipo III	245
4.3	Evaluación de los proyectos de edificación con materiales reciclados ...	246
4.3.1	Leadership in Energy & Environmental Design - LEED	246
4.3.2	Normativa para viviendas sostenibles - BREEAM	248

4.4	Diseño para la deconstrucción.....	252
4.4.1	Demolición y deconstrucción.....	253
4.4.2	Diseño para el desmontaje.....	255
4.4.3	Procedimientos para optimizar la deconstrucción.....	264
5	Índice de reciclabilidad de los edificios	271
5.1	Definición de conceptos sobre el reciclaje	271
5.2	Impacto ambiental de los edificios de viviendas construidos con materiales vírgenes y reciclados	276
5.3	Índice de reciclabilidad de los edificios	283
5.3.1	Índice de reciclabilidad de diseño en un edificio tipo de viviendas	286
5.3.2	Índice de reciclabilidad en la deconstrucción en un edificio tipo de viviendas.....	289
5.3.3	Índice de reciclabilidad de diseño y deconstrucción de algunos tipos de estructuras.....	291
6	Conclusiones de la tesis	295
6.1	Referente a los procesos de reciclaje.....	295
6.2	Referente a los mercados de productos reciclados	299
6.3	Sobre las normativas de reciclaje	299
6.4	Sobre los sistemas de evaluación de edificios con bajo impacto ambiental	300
6.5	Referente a las ecoetiquetas y declaraciones ambientales.....	301
6.6	Sobre la deconstrucción y la reutilización.....	302
6.7	Sobre el impacto ambiental y los índices de reciclabilidad de los edificios	303
6.8	Comentario final	305
6.9	Publicaciones.....	306
7	Referencias	307

Índice de Gráficos y tablas

Gráfico 1.1 – Relación del total de viviendas construidas, así como el total de viviendas unifamiliares y multifamiliares en los Estados Unidos entre los años de 1968-2007	17
Gráfico 1.2 – Relación del área total construida, así como del área total de viviendas unifamiliares y multifamiliares en los Estados Unidos entre los años 1978-2007. (U.S. Census Bureau, 2008)	17
Gráfico 1.3 – Relación del área promedia construida de viviendas unifamiliares y multifamiliares en los Estados Unidos entre los años 1978-2007. (U.S. Census Bureau, 2008)	18
Gráfico 1.4 – Relación del total de viviendas construidas en (A) Brasil entre los años de 2001-2007 y (B) España entre los años de 1991-2007	19
Gráfico 1.5 – Relación (A) del área total construida de viviendas desde 2001-2005 en Brasil entre los años de 2001-2007 y (B) del área promedia construida de viviendas en España (MMA – PNRCD, 2006)	20
Gráfico 2.1 – Elementos más abundantes en la corteza terrestre con sus respectivas cantidades expresadas en partes por millón. (Adaptado de Lide, 2003). ...	32
Gráfico 2.2 – (A) Producción mundial de acero con su respectivo precio desde 1950-2006; y (B) sectores industriales de destino del acero utilizado en los Estados Unidos. (USGS, 2006)	34
Gráfico 2.3 – (a) Producción de bauxita, alúmina y aluminio con sus respectivos precios desde 1950-2006; y (b) sectores industriales de destino del aluminio utilizado en los Estados Unidos. (USGS, 2006)	35
Gráfico 2.4 – (a) Producción de cobalto con su respectivo precio desde 1900-2006; y (b) sectores industriales de destino del cobalto utilizado en los Estados Unidos. (USGS, 2006)	37
Gráfico 2.5 – (a) Producción de cobre con su respectivo precio desde 1900-2006; y (b) sectores industriales de destino del cobre utilizado en los Estados Unidos. (USGS, 2006)	37
Gráfico 2.6 – (A) Producción de yeso con su respectivo precio desde 1900-2006; y (B) sectores industriales de destino del yeso utilizado en los Estados Unidos. (USGS, 2006)	38
Gráfico 2.7 – (A) Producción de zinc con su respectivo precio desde 1900-2006; y (B) sectores industriales de destino del zinc utilizado en los Estados Unidos. (USGS, 2006)	39
Gráfico 2.8 – Producción de áridos gruesos y finos en los Estados Unidos entre 1900-2006. (USGS, 2006)	40
Gráfico 3.1 – Evolución del precio promedio del acero recuperado en Cataluña, y del acero primario en Europa (basado en datos del <i>Gremi de Recuperació de Catalunya</i> , 2010 y www.lme.com/)	178
Gráfico 3.2 – Evolución del precio promedio del acero inoxidable recuperado comercializado en Cataluña, y del acero primario comercializado en Europa (basado en datos del <i>Gremi de Recuperació de Catalunya</i> , 2010 y www.worldsteelprices.com)	179

Gráfico 3.3 – Porcentaje del consumo de aluminio reciclado en EE.UU, entre 1913-2006 (USGS, 2006)	203
Grafico 3.4 – Evolución del precio promedio del aluminio recuperado (basado en datos del <i>Gremi de Recuperació de Catalunya</i> , 2010 y <i>London Metal Exchange</i> , 2010 - www.lme.com)	204
Grafico 5.1 – Porcentaje de la energía incorporada para la construcción de una vivienda utilizando (a) materiales vírgenes y (b) metales totalmente reciclados	281
Grafico 5.2 – Porcentaje de dióxido de carbono emitido en la construcción de una vivienda utilizando (a) materiales vírgenes y (b) metales totalmente reciclados.	283
Tabla 1.1 – Producción de diferentes minerales (adaptado de Vale do Rio Doce, 2008).....	7
Tabla 1.2 – Residuos de construcción y demolición y sus porcentajes en masa que recibe la planta de reciclaje de Salmedina (http://salmedinatri.com/RCD-residuos.php , 2010)	13
Tabla 2.1 – Óxidos más abundantes en la corteza terrestre con sus respectivas cantidades (Lide, 2003).	32
Tabla 2.2 – Óxidos utilizados para la fabricación del cemento Portland común con sus respectivas cantidades (Taylor, 2004).	32
Tabla 2.3 – Producción mundial de algunos minerales en el año 1993 (Ayres, 1997). .	33
Tabla 2.4 - Estimaciones de los residuos de construcción y demolición de los edificios, generados al año en España (Ministerio de Medio Ambiente – PNRC, 2006).	63
Tabla 2.5 - Generación de RCD en toneladas de España, por CC.AA. entre los años 2001-2005 (Ministerio de Medio Ambiente – PNRC, 2006).	64
Tabla 2.6 - Estimaciones de los residuos de construcción y demolición de los edificios, generados en el año 2000 en los Estados Unidos (Chini, 2007) Los datos están en millones de toneladas.	64
Tabla 2.7 – Factores de corrección aplicados a las diferentes densidades de RCD (Mac Insular, 2011)	66
Tabla 2.8 – Las normas que forman parte de la ISO 14000 y sus aplicaciones (ISO, 2010; AENOR, 2010)	86
Tabla 2.9 – Precios de algunos de los biopolímeros utilizados actualmente.....	90
Tabla 2.10 – Propiedades de las fibras naturales y fibras artificiales (adaptado de Mohanty et al, 2000).....	91
Tabla 3.1 – Tarifas pagadas en las plantas de reciclaje operadas por la <i>Gestora de Runes de Catalunya</i> y por los vertederos legalizados, para los diferentes tipos de residuos de construcción y demolición (Almanzor, 2010).	125
Tabla 3.2 – Composición típica de los vidrios comercializados (Adaptado de British Glass, 2003).....	144
Tabla 3.3 – Generación de las emisiones en la fabricación del vidrio (IFC, 2007)	145
Tabla 3.4 – Valores de las principales emisiones al aire en la fabricación de ladrillos (Calkins, 2009)	158
Tabla 3.5 – Impacto ambiental para 1 t de placas de cartón-yeso virgen, y con un 25 % de contenido reciclado (WRAP, 2008d).	163
Tabla 3.6 – Datos ambientales del acero reciclado	171
Tabla 3.7 – Energía incorporada y CO ₂ para el acero inoxidable (Jhonson et al, 2008).....	173

Tabla 3.7 – Principales materiales para la obtención de 1 t de lingote de aluminio primario. (EAA, 2008).....	183
Tabla 3.8 – Distribución de las fuentes de energía en porcentajes (EAA, 2008).....	184
Tabla 3.9 – Datos de la energía incorporada, CO ₂ equivalente y residuos para la producción de productos de aluminio semiacabados (EAA, 2008)	185
Tabla 3.10 – Composición típica de las escorias salinas procedentes de los hornos rotatorios (Bravo y Pascual, 2004)	202
Tabla 3.11 – Datos de demolición y recuperación del aluminio (European Aluminium Association, 2004)	205
Tabla 3.13 – Puntos de fusión de los termoplásticos más comunes (Comisión Europea, 2000b)	211
Tabla 3.14 – Compatibilidad entre algunos tipos de plástico (Goodship, 2007)	211
Tabla 3.15 – Energía incorporada y dióxido de carbono emitido en la fabricación de los plásticos	216
Tabla 3.16 – Precios de los principales polímeros utilizados en la industria de la construcción.....	220
Tabla 4.1 – Comparación entre las resistencias térmicas de productos con un contenido reciclado, y otros encontrados normalmente en el mercado	227
Tabla 4.2 – Ventajas y desventajas de las declaraciones ambientales de los tipos I, II y III. (Lee y Uehara, 2003)	246
Tabla 4.3 – Créditos y máximo de puntos posibles, en la categoría de materiales y recursos (CCVE, 2009)	247
Tabla 4.4 – Créditos adjudicados a cada clasificación, para cada cerramiento del edificio analizado (DCLG, 2009)	249
Tabla 4.5 – Niveles de jerarquía y puntuación atribuidos a los elementos claves (DCLG, 2009).....	250
Tabla 4.6 – Niveles de jerarquía y puntuación atribuida a los elementos claves Mat 2 (DCLG, 2009).....	251
Tabla 4.7 – Niveles de jerarquía y puntuación atribuidos a los elementos claves Mat 3 (DCLG, 2009).....	251
Tabla 4.8 - Comparación entre los costes de demolición y deconstrucción de 6 residencias por m ² (Guy, 2000)	260
Tabla 4.9 – Cantidad de los materiales recuperados de los edificios antiguos, y reutilizados posteriormente en uno nuevo. Los datos se refieren a unidades, salvo los especificados (Eklund et al, 2003)	262
Tabla 5.1 - Posibilidades para algunos materiales al final de su ciclo de vida o del edificio	274
Tabla 5.2 – Datos ambientales de algunos materiales vírgenes y reciclados	277
Tabla 5.3 – Principales materiales utilizados en los casos de estudio elaborados por Mercader (2010), así como sus respectivas masas y porcentajes en la vivienda	279
Tabla 5.4 – Energía incorporada de los materiales vírgenes y reciclados	280
Tabla 5.5 – CO ₂ de materiales vírgenes y reciclados	282
Tabla 5.6 – Cuadro comparativo-cualitativo de los destinos propuestos en el método, con las respectivas categorías analizadas	285
Tabla 5.7 – Cantidad y categoría de los materiales y componentes constructivos que formarán el nuevo edificio.....	287
Tabla 5.8 – Índice de reciclabilidad del diseño del edificio.....	287
Tabla 5.9 – Nueva distribución de los materiales y componentes constructivos formarán el nuevo edificio.....	288

Tabla 5.10 – Aumento del índice de reciclabilidad de diseño del edificio.....	288
Tabla 5.11– Masa de los principales materiales de construcción y sus probables destinos. La cantidad especificada se encuentra en kg/m ² de área construida	290
Tabla 5.12 - Índice de reciclabilidad de deconstrucción del edificio	291
Tabla 5.13 – Masa (kg) por m ² de las diferentes estructuras analizadas. (Adaptado de Rabelo, 2010).....	292
Tabla 5.14 - Índice de la reciclabilidad de diseño de las diferentes estructuras para un mismo edificio tipo con los máximos de reutilización y reciclaje	293
Tabla 5.15 - Índice de la reciclabilidad para la deconstrucción, de las diferentes estructuras para un mismo edificio tipo.....	293

Índice de Figuras

Figura 1.1 – Aumento de la dependencia de los materiales no renovables a lo largo de la historia humana (Ashby, 2009).....	3
Figura 1.2 – Producción mundial de 23 materiales de los que depende la sociedad industrial. La escala de la figura es logarítmica (Ashby, 2009)	4
Figura 1.3 – Materias primas consumidas en los Estados Unidos, 1900-1995 (Sznoppek y Brown, 1998).....	5
Figura 1.4 – Efecto de la calidad del mineral de cobre y níquel con sus valores en la energía incorporada (Norgate et al, 2007)	8
Figura 1.5 – Crecimiento de la población mundial durante los últimos 2000 años. Los intervalos marcados en color azul muestran el tiempo que la población tardó en doblar (Ashby, 2009).....	10
Figura 1.6 – El ciclo de vida típico de la relación entre el estado del desarrollo tecnológico de la sociedad y su impacto ambiental (Graedel y Allenby, 1995).....	14
Figura 2.1 – Concentraciones de gases de efecto invernadero en los últimos 2000 años (IPCC, 2007)	30
Figura 2.2 – Ejemplos de arquitectura eco-técnica (A) Oficina central Commerzbank, Foster + Partners www.skyscraperpicture.com ; (B) rascacielos proyectado por Ken Yeang ecocity.wordpress.com/press-only (C) rascacielos proyectado por Rogers Stirk harbour + Partners. http://www.skyscrapernews.com	46
Figura 2.3 – Ejemplos de arquitectura eco-céntrica: viviendas auto-suficientes en Nuevo México realizadas por el arquitecto Mike Reynold (A) http://energysmartideas.com (B) http://housewife.splinder.com	47
Figura 2.4 – Ejemplos de arquitectura eco-estética: (A) Ciudad de las artes y las ciencias, ideada por Santiago Calatrava (B) Edificio de oficinas de Arata Isozaki http://www.arataisozaki.org y (C) Bodega Marques del Riscal proyectada, en Álava por Gehry http://www.ojodigital.com	48
Figura 2.5 – Ejemplos de arquitectura eco-cultural: (A) obra de Glenn Murcutt http://www.skyscrapercity.com (B) Edificio de viviendas en Bombay de Charles http://ac.silvaruiz.free.fr y (C) vivienda diseñada por Hassan Fathy http://www.egy.com	49
Figura 2.6 – Ejemplos de arquitectura eco-médico: (A) vivienda unifamiliar (B) Edificio de viviendas http://www.gaiagroup.org	49
Figura 2.7 – Ejemplos de arquitectura eco-social: (A) obra de Lucien Kroll http://homeusers.brutele.be/kroll/index.html y (B) Edificio de oficinas proyectado por Ralph Erskine http://picasaweb.google.com/	50
Figura 2.8 – Vertedero controlado de la planta de reciclaje La Salmedina en Madrid (Álvarez, 2009).....	53
Figura 2.9 - Paredes de una vivienda realizadas con moquetas (Hinte et al, 2007).	55
Figura 2.10 – Efecto cascada en el que se muestra el potencial de reutilización de la madera (Goverse, 2001)	56

Figura 2.11 – Contenido actual de reciclado en algunos materiales (Ashby, 2009)	57
Figura 2.12 - Tipos, definiciones y ejemplos para cada categoría de residuos	61
Figura 2.13 – (a) Paneles de hormigón extraídos de uno de los edificios llegando a la obra y (b) construcción del edificio con elementos reutilizados (Eklund et al, 2003)	71
Figura 2.14– Vista general del BedZED (www.ecoconstruction.org)	72
Figura 2.15 – Materiales reutilizados (a) en la estructura de acero (Lazarus, 2002) y (b) perfiles con chapas y agujeros de la aplicación anterior como rieles en las vías (Gorgolewski et al, 2008)	73
Figura 2.16– Materiales reutilizados (a) madera dura para los cerramientos interiores y (b) Durmientes con la función de balizas (Lazarus, 2002).....	74
Figura 2.17 – Fachada principal del C.K. Choi (http://clearenvironmental.wordpress.com/).....	75
Figura 2.18 – Vista interior mostrando la estructura de madera reutilizada (J. Winter: In Addis, 2006).....	76
Figura 2.19 – (a) Vista general del edificio (www.utoronto.ca), (b) las chapas y agujeros se mantuvieron intencionadamente en los perfiles de acero reutilizados para demostrar su uso original (Gorgolewski et al, 2008).....	78
Figura 2.20 – A la izquierda, el exterior del centro comunitario en Mason Bend, localizado en los Estados Unidos y realizado con materiales reutilizados. (http://defyrules.files.wordpress.com) y a la derecha una vista interior del edificio (http://www.designspongeonline.com)	79
Figura 2.21 – Edificio de oficinas y viviendas fabricado con contenedores marítimos (a) vista exterior del container city 1 (http://swick.co.uk) y (b) vista interior de la misma edificación (www.containercity.com).....	80
Figura 2.22 – Vivienda temporal fabricada con contenedores marítimos (a) vista exterior del container y (b) vista interior de la misma edificación (www.seangodsell.com)	81
Figura 2.23 – Ciclo de vida con el cierre de los materiales (Addis, 2006).....	95
Figura 2.24 – Ciclo típico del modelo industrial de reciclaje. El flujo de materiales se indicada mediante las letras, siendo V el material virgen; M es el material procesado; P es el producto fabricado; MR es el material recuperado; I es el material impuro y R es el residuo resultante de cada proceso (adaptado de Graedel y Allenby, 1995).	97
Figura 2.25 – Esquema de la actuación del análisis del ciclo de vida (ACV), de modo que las flechas negras representan el método <i>cradle-to-gate</i> ; las flechas grises identifican el método <i>cradle-to-grave</i> y las flechas blancas representan el concepto <i>cradle-to-cradle</i>	99
Figura 3.1 – Proceso de fabricación de los tableros de madera (www.sonaeindustria.com).....	102
Figura 3.2 – Recibida de los residuos de madera en la planta de machaqueo con las pilas de residuos	103
Figura 3.3 – Alimentación de la trituradora con la pala cargadora, y separación de las partes metálicas con electroimanes durante el proceso de triturado	104
Figura 3.4 – Pedazo de residuo de madera recogido en la planta de recuperación, que muestra partículas de color verde indicando que este producto ya tenía materia reciclada en su interior.....	105
Figura 3.5 – Proceso de fabricación del cemento Portland (WBCSD, 2010)	108
Figura 3.6 – Proceso de elaboración de hormigón con áridos naturales y áridos reciclados.	109

Figura 3.7 – Ejemplo de una planta de reciclaje de los residuos de construcción y demolición (erinrecycling.com).....	120
Figura 3.8 – Secciones de una planta de reciclaje de los residuos de construcción y demolición (erinrecycling.com).....	121
Figura 3.9 – Equipamiento con tambor giratorio para la separación de los residuos de construcción y demolición, por densidades mediante el agua. (www.krausemanufacturing.com)	122
Figura 3.10 – Separación de residuos por tamaño a través de un tambor con tamiz. (www.krausemanufacturing.com)	123
Figura 3.11 – Vista parcial del interior de la planta de reciclaje de residuos de construcción y demolición, en la que se puede apreciar el <i>trommel</i> y las tolvas con los materiales separados (GRC, 2010)	124
Figura 3.12 – Actividades de (a) descarga de los residuos entrantes en la planta y (b) de separación manual de algún residuo que haya pasado por los procesos mecanizados anteriores (GRC, 2010).....	125
Figura 3.13 – Dimensiones típicas de una trituradora (komatsucrushers.com).....	128
Figura 3.14 – (a) Cinta transportadora lateral y (b) separador magnético colocado sobre la cinta transportadora principal (HARTL Anlagenbau GmbH, www.powercrusher.com)	129
Figura 3.15 – Reciclaje de los áridos y del agua, en un circuito cerrado en la planta de producción del hormigón (Francisco y Francisco, 1993)	130
Figura 3.16 – Reciclaje de áridos y agua en un circuito cerrado en una planta de prefabricados (Bibko Umwelttechnik & Beratung GmbH, 2008).....	131
Figura 3.17 – Esquema de la máquina separadora de los áridos y de la pasta de cemento (Linß y Mueller, 2003).....	132
Figura 3.18 – Carbono emitido en la calcinación del cemento (izquierda), y la tasa de carbonatación del hormigón durante un uso de 100 años, y después de la demolición (derecha) para un edificio de hormigón y de madera (Dodoo et al, 2009)	135
Figura 3.19 - Sistema de los flujos de los áridos (Wilburn y Goonan, 1998).	138
Figura 3.20 – Costes aproximados relativos al año 1996, para la implantación y operación de una planta de reciclaje con una capacidad para 253.000 ton/año (Wilburn y Goonan, 1998).....	141
Figura 3.21 – (Izquierda) La mezcla de los materiales entrando en el horno para su fundición y (derecha) formación del panel de vidrio (Wurm, 2007).....	145
Figura 3.22 - Flujo de recogida del vidrio plano para su reciclaje (WRAP, 2008c)	147
Figura 3.23 – Película retirada durante el proceso de machaqueo del vidrio laminado	147
Figura 3.24 – Izquierda - cantera para la extracción de mármol y derecha - momento de la colocación el bloque primario sobre una capa de tierra (Asociación de la Comunidad Valenciana, 2008).....	151
Figura 3.25 – Máquina para el corte de los bloques de mármol que llegan desde la cantera.....	152
Figura 3.26 – Ejemplo del mármol con placa de fibrocemento unida con resinas.....	153
Figura 3.27 – Izquierda - muestra los residuos del proceso tradicional y a la derecha - residuos del nuevo sistema con fibrocemento (Vefago, 2010)	153
Figura 3.28 – Secuencia de la fabricación de ladrillos (Hispalyt, 2006).....	156
Figura 3.29 – (a) Extracción de la materia prima y (b) trituración de la arcilla (Taus-Bolstad, 2003).....	157

Figura 3.30 – (a) Extrusión de la arcilla y (b) corte para formar las piezas (Cerámica de la Estanca SA).....	157
Figura 3.31 – (a) Cámara de secado (Taus-Bolstad, 2003) y (b) horno (Cerámica de la Estanca SA)	158
Figura 3.32 – Proceso de fabricación de los paneles de cartón-yeso (WRAP, 2008d)	161
Figura 3.33 – (a) Inspección manual de los residuos de cartón-yeso (WRAP, 2010) y (b) trituración con la posterior separación del cartón (WRAP, 2008).....	162
Figura 3.34 – Proceso de fabricación del acero (US EPA, 1995). Los datos en amarillo se refieren al acero reciclado.....	167
Figura 3.35 – (a) Descarga de la chatarra de acero y (b) fundido del acero en un horno de arco eléctrico. (http://www.cascadesteel.com/manufacturing_process.aspx).....	168
Figura 3.36 – (a) Formación de las barras principales de acero y (b) <i>estock</i> de palanquillas de acero reciclado. (http://www.cascadesteel.com/manufacturing_process.aspx).....	169
Figura 3.37 – (a) Laminación de las barras principales de acero y (b) enfriamiento de las barras destinadas a estructuras de hormigón (http://www.cascadesteel.com/manufacturing_process.aspx).....	170
Figura 3.38 – Energía incorporada por tonelada de acero inoxidable (Jhonson et al, 2008).....	173
Figura 3.39 – Evolución de los agentes en el ciclo de reciclaje del metal	175
Figura 3.40 – Varios navíos a espera de su desmontaje en la playa de Alang, India. (www.wikimapia.org).....	176
Figura 3.41 – Condiciones de trabajo en la playa de Alang, India. (www.panoramio.com).....	177
Figura 3.42 – Flujo de transformación de la bauxita, hasta la obtención del aluminio utilizado en la edificación (Fronek y Torgenson, 2008).....	182
Figura 3.43 – Efecto de la fuente energética en la obtención del aluminio primario (Norgate et al, 2007).....	184
Figura 3.44 – Cizallas (a) fija (alligator) (http://www.alertnz.com) y (b) en excavadora (www.directindustry.com).....	187
Figura 3.45 – Flujo básico de la obtención del aluminio reciclado, a partir de chatarra nueva y usada, como sustituto del aluminio primario (EAA, 2007).....	192
Figura 3.46 – Esquema del proceso de producción del aluminio de segunda fusión (Bravo y Pascual, 2004)	194
Figura 3.47 – Laguna de decantación de lodo rojo, en la isla de Cerdeña – Italia (Google Earth)	200
Figura 3.48 – Distribución de las cadenas moleculares de los termoplásticos y de los termoestables (Goodship, 2007).....	207
Figura 3.49 – Proceso de fabricación de los paneles con un 80 % de contenido de plástico reciclado Mediwall (http://www.ert4c.com/files/docs/Mediwall%20data%20sheet.pdf).....	214
Figura 3.50 – Granos de PVC elaborados por los recicladores (granza).....	215
Figura 3.51 – Producción mundial y europea de plásticos (EuPC, 2009).....	219
Figura 4.1 – Manta acústica de neumáticos reciclados utilizada en suelos de madera (www.aubicon.com.br)	222
Figura 4.2 – Ejemplos de aplicación de paneles acústicos con material reciclado (pinta-acoustic.com)	223

Figura 4.3 – Aislante térmico realizado con pantalones vaqueros (http://www.Bondedlogic.com)	223
Figura 4.4 – Proyecto de aislamiento térmico de celulosa (ECOMarc, 2010)	224
Figura 4.5 – Paneles y rollos de lana de oveja (Second Nature, 2009)	225
Figura 4.6 – Panel de lanas comunes recicladas (Second Nature, 200?)	226
Figura 4.7 – Formatos comercializados y colocación de un panel de cáñamo (Hock, 2007)	226
Figura 4.8 – Vista del aislante y ejemplo de colocación (www.ursa.es)	227
Figura 4.9 – Biocomposite formado por bambú y papel reciclado (http://www.kliptech.com)	228
Figura 4.10 – Placas para el revestimiento exterior de acero inoxidable (www.millenniumtiles.com)	229
Figura 4.11 – Aplicaciones del vidrio 100 % reciclado (www.coveringsetc.com)	229
Figura 4.12 – (izquierda) tipos de bloques producidos, (centro) colocación del bloque y (derecha) relleno de hormigón en los huecos de los bloques. (www.durisolbuild.com)	230
Figura 4.13 – Ejemplos de muebles exteriores fabricados con plástico reciclado y madera (http://www.polywoodinc.com/pdf/2008binder.pdf)	231
Figura 4.14 - Suelos, estructura y cerramientos realizados con madera plástica reciclada (supertimber.com)	231
Figura 4.15 – Ejemplos de aplicación de los paneles de polietileno reciclado (Plaspanel, 2010)	232
Figura 4.16 – Ejemplo de aplicación de tejas realizadas con plásticos y gomas recicladas (http://www.ecostar.carlisle.com/PDFs/majestic-slate-designer-cutsheet.pdf)	233
Figura 4.17 – (Izquierda) módulo de polipropileno reciclado de postconsumo y (derecha) bloque de hormigón con base de polipropileno reciclado de preconsumo (http://www.liveroof.com)	233
Figura 4.18 – Partes de las baldosas colocadas en seco (Roca, 2010)	234
Figura 4.19 – Secuencia de montaje del sistema Tracloc (www.innvotech.com.au/page10.htm)	235
Figura 4.20 – Caminos peatonales realizados en hormigón, con grava triturada de granito procedente de cantera (granitecrete.com)	235
Figura 4.21 – Aplicaciones de las placas de mortero con fibras de celulosa (www.eco-cem.com/)	236
Figura 4.22 – Aplicaciones de las baldosas realizadas con inodoros reciclados (www.enviroglasproducts.com)	236
Figura 4.23 – Aplicaciones del suelo de vinilo con material reciclado (www.lonseal.com)	237
Figura 4.24 – Aplicación de los bloques con malla de plástico (vastpavers.com)	237
Figura 4.25 – (Izquierda) ejemplo de aplicación de la placa y (derecha) dimensiones de las placas con 6, 10, 25 y 30 mm de espesor (www.kireiusa.com/kirei_viewer/kirei.html)	238
Figura 4.26 – Textura y espesores de la placa de MDF fabricada con paja de trigo y resina de poliuretano (www.kireiusa.com/wheatboard_viewer/wheatboard.html)	238
Figura 4.27 – Vista de los tubos de polietileno reciclado con un 100 % de material postconsumo (http://www.thegreenpipe.com.au/)	239
Figura 4.28 – Conductos realizados con polietileno 100 % reciclado (http://www.plastibras.ind.br/)	240

Figura 4.29 – Sellado con adhesivos naturales (http://de.proclima.com/co/DE/de/eco_coll_prod.html).....	241
Figura 4.30 – Ecoetiqueta (A) del primer programa de etiquetaje ambiental Ángel Azul (www.blauer-engel.de), (B) etiqueta ambiental de los países nórdicos de Europa (www.blomman.nu) y (C) ecoetiqueta de productos comercializados en la Unión Europea (www.eco-label.com)	243
Figura 4.31 – Ecoetiqueta (A) nacional de AENOR (España http://www.aenor.es/); (B) Autonómica de Cataluña - <i>Distintiu de Garantia de Qualitat Ambiental</i> (http://mediambient.gencat.net) y (C) ecoetiqueta de Brasil (www.abntonline.com.br/rotulo/Default.aspx).....	243
Figura 4.32 – Ejemplos del símbolo de reciclaje o contenido de reciclaje aceptados por la normativa ISO 14021 (Lee y Uehara, 2003)	244
Figura 4.33 – Ejemplos de términos prohibidos por la ISO 14021. En la izquierda se puede ver un calentador de agua con la inscripción <i>eco-friendly</i> (sin significado y abstracto). En la derecha se utilizan conceptos naturales que también están prohibidos. Extraído de Ecohome (2009).....	244
Figura 4.34 – Sello de la Declaración Ambiental de un Producto - DAPc (<i>Agenda de la Construcció Sostenible</i> , 2010).....	245
Figura 4.35 – Ejemplos del impacto ambiental y clasificación de algunos tipos de ventanas. 1) con madera dura, vidrio doble y pintura a base de agua; 2) ventana de madera blanda con revestimiento de aluminio, vidrio doble y pintura interior; 3) ventana de aluminio con bastidor interior de madera, vidrio doble y pintura a base de agua; 4) acero galvanizado y doble vidrio; 5) con madera blanda pretratada con conservantes, vidrio doble y pintura a base de agua; 6) PVC-U con refuerzo de acero y vidrio doble. (Hobbs, 2009).....	250
Figura 4.36 – Máquinas de demolición de gran alcance - <i>Volvo Construction Equipment Image Gallery</i> (http://vce.ams.llr.se/CumulusE_Z/VCE_ImageGallery/WebUsers.jsp)	253
Figura 4.37 – Estructuras destinadas al desmontaje (a) cabaña de los indios (http://news.bbc.co.uk) y (b) santuario de Ise (http://witcombe.sbc.edu/sacredplaces/ise.html).....	258
Figura 4.38 – Vistas del edificio InterAction Centre, con la estructura independiente de los cerramientos (Matthews, 2007).....	258
Figura 4.39 – Vista de uno de los edificios deconstruidos, para la construcción de un edificio de viviendas (Eklund et al, 2003).....	261
Figura 4.40 – Vista de uno de los pilares de hormigón del edificio de aparcamientos (Gjerde et al, 2003).....	262
Figura 4.41 – (a) Tiempo necesario para el desmontaje de los tres tipos de uniones y (b) relación entre el tiempo de desmontaje con las uniones en mal estado y deformadas (Kondo et al, 2003)	264
Figura 4.42 – Representación del ciclo cerrado, a la izquierda; hacia el ciclo abierto, a la derecha (Durmisevic y Noort, 2003)	265
Figura 4.43 – Potencial de reutilización en función del tipo de conexiones y del tipo de montaje de las mismas (Durmisevic y Noort y 2003).....	267
Figura 4.44 – Diseño de montaje de un bastidor de una puerta, de tipo estrella, que contiene un elemento base (Durmisevic y Noort y 2003).	267
Figura 5.1 – Posibles destinos para la madera al final del ciclo de vida del componente o del edificio. En el caso de su tratamiento químico, el	

compostaje no es adecuado debido a la contaminación ambiental producida por estas sustancias.....	275
Figura 5.2 – Destino más común para los materiales pétreos al final del ciclo de vida del componente o del edificio.....	275
Figura 5.3 – Posibles destinos para los metales al final del ciclo de vida del componente o del edificio.....	276
Figura 5.4 – Modelo de pirámide invertida donde se observa la jerarquía de destino, con la reutilización como mejor opción.	285
Figura 5.5 – (arriba) Planta baja y (abajo) Planta tipo del edificio analizado por Rabelo (2010).....	292

Agradecimientos

Agradezco al profesor Jaume Avellaneda, director y tutor de esta tesis doctoral, por el inestimable aporte; por toda la paciencia y ayuda dispensadas para realización de este trabajo.

A Marta Corbera, por la amabilidad y disposición para resolver los procesos relativos a la tesis;

A Laura Almanzor y Francesc Agostí, de la Gestora de Runes de la Construcció S.A.;

A Gerardo Wadel y Albert Sagrera de la Societat Orgànica por sus valiosos aportes a la tesis;

Celeste Cánovas y Lluís Pérez de Tecni-plasper; Vicente Díaz, de la Recuperadora de Vidrio de Barcelona S.A.;

A Josep Roura de Gradhermetic y a Jordi Gené Sera del Institut Català de la Fusta por las amables contribuciones a la tesis.

Al Programa AlBan (Becas de Alto Nivel para América Latina) por el aporte financiero para el desarrollo de la tesis.

A Jorge Romero por su dedicación a la revisión del castellano de la tesis doctoral.

Resumen

Actualmente, se sabe perfectamente que las reservas de los recursos no renovables son limitadas; nos encontramos con muchos desechos que generan residuos en el aire, agua y suelos, que contaminan el medio ambiente. El cambio climático supone, además de una conciencia ecológica, política y social, un cambio de pensamiento para los arquitectos. La búsqueda de una arquitectura sostenible tiene que tener en cuenta el cierre de los ciclos de los materiales. El objetivo general de esta tesis es evaluar el potencial de reciclabilidad y reutilización de los materiales y elementos de construcción normalmente utilizados en los edificios; así como cuantificar las mejoras medioambientales en el proceso constructivo de los edificios cuando se empleen materiales reciclables o reciclados. El método utilizado en la investigación repasa la caracterización de los procesos y del mercado del reciclaje. Se realizó mediante investigaciones en los sectores del reciclaje de los materiales de construcción, tanto en los órganos gubernamentales como no gubernamentales. Posteriormente, se estableció una búsqueda por las plantas de reciclaje de los principales materiales utilizados en la construcción de los edificios en España. Los resultados demuestran que de una manera u otra, los materiales de construcción analizados se pueden reciclar según la definición genérica de *reciclado* practicada hoy en día. Los métodos de *reciclado* practicados, posibilitan transformar en materia prima lo que antes se consideraba residuo. Las definiciones elaboradas en esta tesis sobre los productos reciclados, infracicados, reutilizados e infrautilizados; se acercan más a la situación y realidad actual, ya que la mayoría de los productos no cierran el ciclo de los materiales. Los índices de reciclabilidad son más que una herramienta para la toma de decisiones, ya que pueden permitir evaluar el grado de reciclabilidad de un edificio. De esta manera, ayudan en la construcción y deconstrucción de los edificios con materiales reutilizados o con contenido reciclado, facilitando que el nuevo edificio tenga un menor impacto ambiental respecto a los edificios convencionales.

Abstract

Nowadays, it is known that reserves of non-renewable resources are limited and also the waste sent to the air, soil and earth pollute the environment. Besides proposing a change in the architects' way of thinking, the climate change requires an improvement in the environment, politics and social consciousness. The chase for a sustainable architecture has also to consider the close down of materials cycles. The aim of this research is to introduce new concepts for the materials that reach the end of their first life cycle, and in addition evaluate the potential of materials recyclability and building elements, usually used in the building construction. The research method is based on a hierarchy order of an up-side-down pyramid given priority to the reuse and recyclability of materials, which will afterwards support the creation of methods to determine their recyclability levels. The proposition of concepts for all different uses of building materials after the end of their life cycles was elaborated from observation of current recycling methods that are economically doable and likewise based on visits done to building materials recycling points in Spain. The results show the concepts created regarding recycled materials, infracycled, reused and infraused, are more suitable to the current situation if the majority of the materials do not reach their end of life cycle. The level of recyclability works as a tool used to make decisions because they allow to quantify the environment betterment in the building processes of buildings that are made from recycled materials or those that can be recycled. In this way, it allows to increase the build and demolish of buildings that apply reused materials or have recycled content, besides contributing for the reduction of the environment impact in comparison to ordinary buildings.

1 Introducción

En la actualidad, calificamos frecuentemente a un determinado tipo de construcciones y edificaciones como sostenibles, pero en realidad; el concepto de sostenibilidad se ha ido degradando y convirtiendo en una idea estereotipada; que no sólo se debe basar en proyectar arquitectura bioclimática y reducir el consumo energético. La mayoría de los arquitectos centran su atención, únicamente en una parte de todo el proceso de la vida de una edificación, que básicamente es la fase de uso del edificio. De esta manera, generalmente se centra el estudio en el ahorro de energía.

La energía eléctrica necesaria para los aparatos que se utilizan diariamente en estos edificios muchas veces proviene de fuentes energéticas no renovables, consumiendo los recursos naturales y contaminando el medio ambiente. Muchos de los edificios clasificados como sostenibles no son autónomos y consumen muchos de los recursos naturales del planeta. Sin embargo, muchas veces los aspectos de construcción y deconstrucción del edificio se olvidan. Para la construcción de estos edificios son necesarias alrededor del 40 % de las materias primas totales consumidas; generando grandes cantidades de residuos durante las etapas de extracción y de transformación de los materiales de construcción; como también de construcción y de demolición de los edificios.

El ahorro de energía logrado en los proyectos actuales, principalmente en los rascacielos, es loable. Sin embargo, esto significa poco en los términos de una arquitectura que respecta el medio ambiente, pues mucha de esta energía es suministrada por recursos no renovables. Además, los materiales utilizados son en su mayoría vírgenes, y muchas veces son extraídos de la naturaleza de manera destructiva. Los metales utilizados en los edificios pueden ser reciclables, sin embargo sólo una parte de los componentes proviene de materiales reciclados, lo que hace que mucha más energía sea empleada para transformar el mineral en metal con el propósito de ser utilizado como material de construcción.

Los edificios son diseñados para ser contruidos, pero no están pensados para que un día puedan ser decontruidos. Estos y otros factores ayudan a reducir los recursos naturales y energéticos, así como a aumentar las cantidades de residuos.

1.1 Justificación del trabajo

Actualmente, se sabe perfectamente que las reservas de los recursos no renovables son limitadas; hay muchos desechos que generan residuos en el aire, agua y suelos, que contaminan el medio ambiente. El cambio climático supone, además de una conciencia ecológica, política y social, un cambio de pensamiento para los arquitectos. La búsqueda de una arquitectura sostenible tiene que tener en cuenta el cierre de los ciclos de los materiales. Intentar reducir, reutilizar y reciclar los recursos es el principio básico; como también frenar la disminución de los recursos de baja entropía, es decir, de los materiales vírgenes. Los recursos naturales están bajo tierra; nadie consigue verlos. Sin embargo, los residuos son un fenómeno de superficie y nadie puede ignorarlos. De esta manera, primero hay que reforzar la idea de aumentar la eficiencia en la producción de los materiales de construcción, es decir, producir materiales de construcción con menos recursos materiales y buscar alternativas menos agresivas al medio ambiente; ya que los residuos son generados en todas las etapas del ciclo de vida de un determinado material.

Recientemente, en un congreso de arquitectos llamado *World Architecture Festival*, realizado en Barcelona a finales de 2008, fueron presentados varios proyectos “sostenibles”, principalmente rascacielos. Todos los rascacielos tenían como tema central el ahorro de energía durante la fase de utilización del edificio por las personas. Los edificios presentados ni tan solo tenían energía generada por fuentes renovables. Todos los proyectos de rascacielos utilizan fachadas de doble piel de vidrio con estructura de aluminio. Y no se informaba si estas estructuras estaban elaboradas con aluminio reciclado, o sea, que no se comprobaba si se cerraban los ciclos de los materiales.

La crítica no se encuentra en el hecho de pensar en el ahorro de energía en la fase de utilización del edificio. Al contrario; lo que se cuestiona es el concepto de sostenibilidad aplicado en la arquitectura. Una edificación, por ejemplo, puede ser sostenible si se capta el agua de la lluvia, si se tratan los residuos orgánicos generados

por las personas en el edificio, si se cierran los ciclos de los materiales, si se utilizan energías renovables y si los materiales utilizados son reciclados o reutilizados.

1.1.1 Dependencia y escasez de los recursos materiales

Toda la actividad humana genera impactos en la naturaleza. Estos impactos pueden dañar más o menos el medio ambiente, sin embargo, este posee una capacidad de regeneración que permite absorber algunos tipos de impactos. La figura 1.1 ilustra el aumento de la dependencia de los materiales no renovables a lo largo de la historia humana.

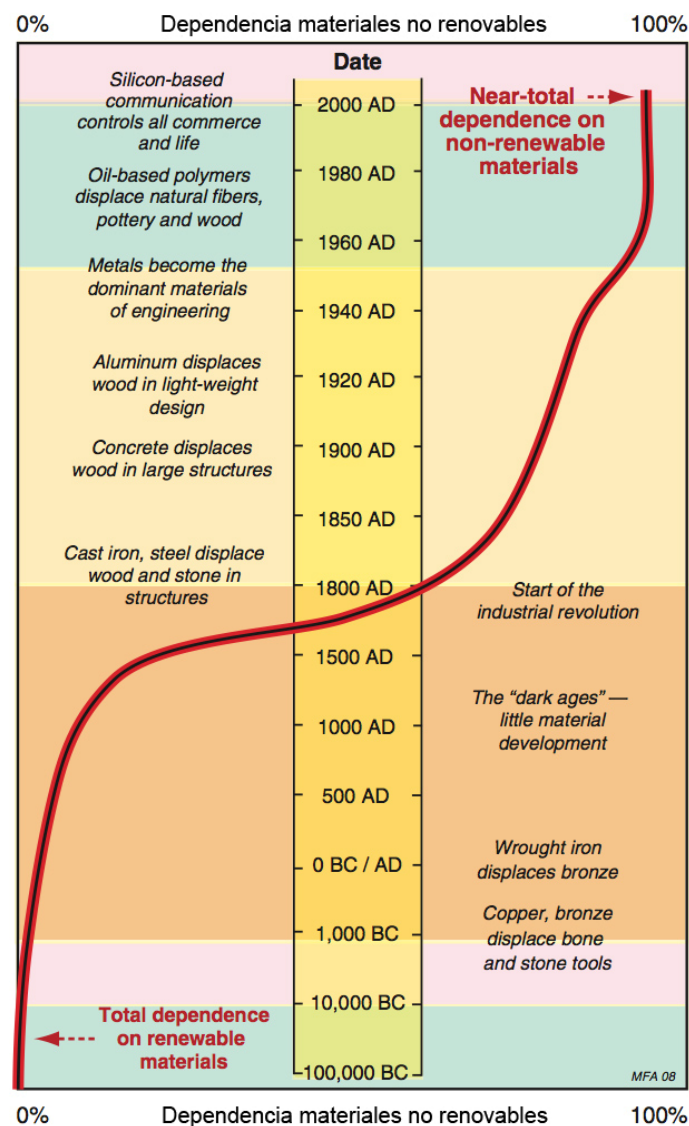


Figura 1.1 – Aumento de la dependencia de los materiales no renovables a lo largo de la historia humana (Ashby, 2009)

Actividades más simples, que utilizan materiales renovables y que no generan sustancias tóxicas se pueden absorber sin problemas, como la descomposición de troncos de madera en materia orgánica para suelos. Por otra parte, materiales no renovables pueden causar grandes impactos ambientales en su extracción, transformación y desecho.

Se puede comprobar que a lo largo de casi toda la evolución humana se dependió de materiales renovables en grandes cantidades, como la madera y el cuero. Los materiales no renovables utilizados en aquellas épocas (como el cobre o el bronce) se extrajeron y transformaron en cantidades muy pequeñas para que el planeta pudiera soportar tal carga. Cerca de la Revolución Industrial hubo un cambio brusco, en el cual, los materiales no renovables empezaron a ser utilizados a gran escala como el carbón y el acero. A mediados del siglo XX no sólo los metales y el carbón fueron muy utilizados, también los polímeros derivados del petróleo comenzaron a ser comercializados, lo que ha aumentado más la dependencia de los humanos hacia los recursos no renovables.

El consumo de materiales para satisfacer las necesidades de la sociedad es altísimo, especialmente el de los materiales no renovables. La figura 1.2 muestra el consumo anual en escala logarítmica de los 23 materiales más utilizados por la sociedad contemporánea.

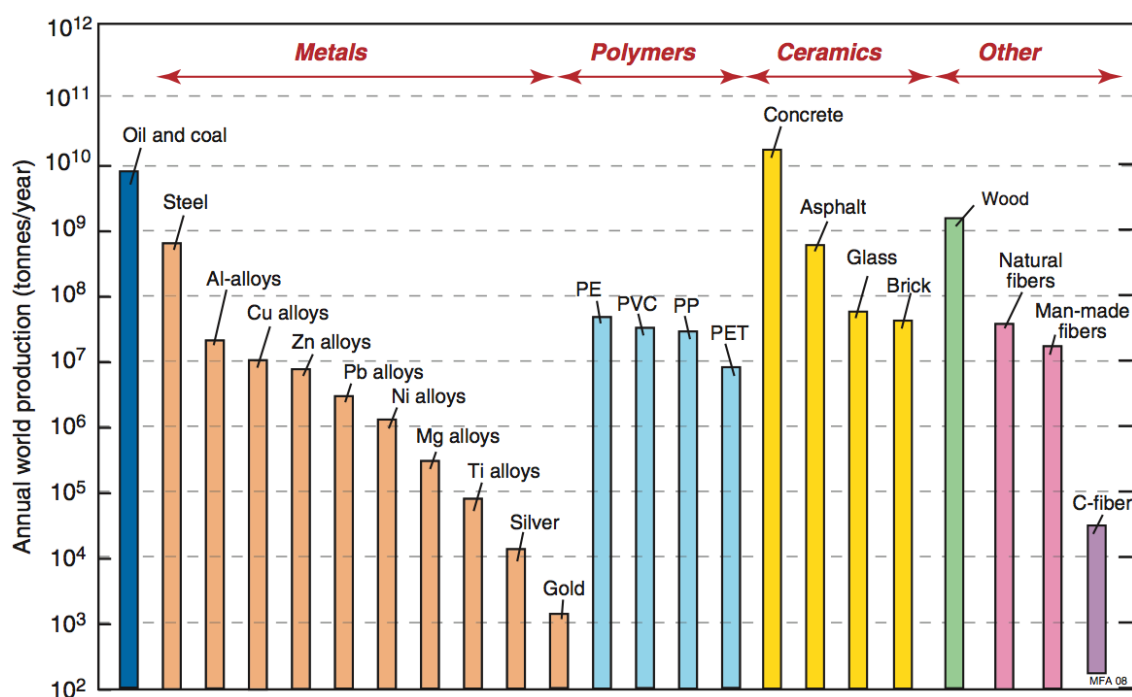


Figura 1.2 – Producción mundial de 23 materiales de los que depende la sociedad industrial. La escala de la figura es logarítmica (Ashby, 2009)

Sumadas todas las cantidades de materiales (excepto el aceite y el carbón) se llega a casi 13 mil millones de toneladas en todo el mundo. Sólo el hormigón es responsable de más de 10 mil millones de toneladas al año. Los metales representan el 6 % del total de los materiales utilizados al año, siendo el acero, el que más destaque de este grupo. El grupo de los polímeros representa el 1 % del total, sin embargo en los últimos 50 años hubo un aumento vertiginoso en la utilización de polímeros (Ashby, 2009). Los materiales cerámicos dominan las cifras y representan un 84 % del consumo debido a la utilización del hormigón. El consumo del hormigón es tan elevado que es superior al consumo de todos los otros materiales sumados. El último grupo representa el 9% del total y se puede destacar el consumo de la madera que sobrepasa incluso el consumo del acero.

La extracción de los materiales es necesaria para varias industrias. Para tener una idea, según el *World Watch Institute - WWI* (2004), para producir un microchip de 2 gramos, es necesaria una cantidad de recursos alrededor de 630 veces mayor que el producto final. La industria de la construcción es la que más consume recursos energéticos y materiales. La demanda de estos tipos de recursos aumenta cada vez más. Es lo que se puede percibir en la figura 1.3. Se puede observar que el consumo de materias primas en los Estados Unidos sólo disminuye cuando sucede alguna crisis.

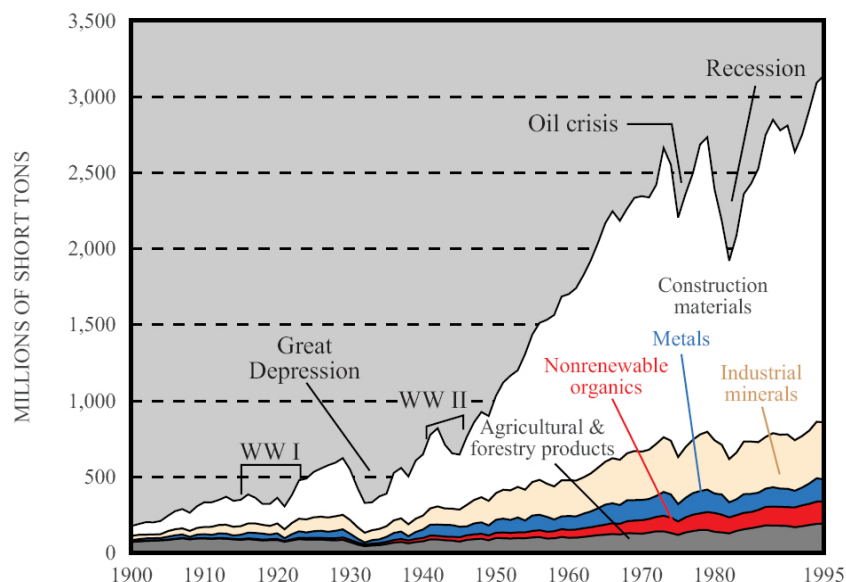


Figura 1.3 – Materias primas consumidas en los Estados Unidos¹, 1900-1995 (Sznopce y Brown, 1998)

¹ El término *short ton* es una unidad de medida de masa y equivale a 2000 lb. Para convertir *short ton* en toneladas métricas se utiliza la siguiente relación. 1 *short ton* es igual a 907 kg

Una de las crisis fue la Primera Guerra Mundial, al inicio del siglo XX. A continuación hubo un período de aumento del consumo de los materiales de construcción y posteriormente otra crisis. Esta vez fue la depresión de la bolsa de valores. Tras esta, el consumo empieza a subir otra vez y vuelve a disminuir por la Segunda Guerra Mundial. Pasará un largo período de tiempo antes de que la crisis del petróleo y la recesión en los Estados Unidos vuelva a bajar los índices de consumo de los materiales. Lo que se percibe, es que la economía opera siempre en ciclos, con momentos de alto consumo y otros con consumos menos elevados. Sin embargo, tras la Segunda Guerra Mundial, el consumo de recursos materiales aumentó alrededor de 3 a 4 veces en 25 años, hasta la crisis del petróleo.

Los efectos de la globalización también ayudan a acelerar el agotamiento de los recursos y a aumentar las cantidades de residuos. El mercado mundial se expandió 3 veces en los últimos 20 años, mientras que la población ha crecido un 30 % en el mismo periodo. Los niveles de dióxido de carbono han aumentado un 30 % durante la era industrial y son los niveles más elevados desde al menos 160.000 años. La situación económica actual no ayuda a la sostenibilidad, porque el modelo de mercado actual evita la distribución equitativa y la relación de la persona con el lugar. La globalización es originada por los países que tienen un déficit con sus huellas ecológicas, es decir, que necesitan la tierra de otros países para continuar satisfaciendo sus necesidades o incluso aumentarlas. Estos recursos están en las manos de las multinacionales que transportan dichos recursos y los transforman por todo el planeta para ahorrar los costes de fabricación. Por esta razón, los países desarrollados adoptan la economía neoliberal (Rees, 2002).

La empresa brasileña de minería, Vale do Rio Doce, es la segunda mayor minería diversificada del mundo y la mayor productora y exportadora mundial de mineral de hierro. Está presente en 34 países y sus productos incluyen bauxita, aluminio, mineral de hierro, carbón, metales preciosos, níquel, cobre, entre otros. En el año de 2007, muchos productos obtuvieron un récord en su producción, como muestra la tabla 1.1 donde también son presentados los precios de venta respecto al año de 2007 (Vale do Rio Doce, 2008).

Tabla 1.1 – Producción de diferentes minerales (adaptado de Vale do Rio Doce, 2008)

Producto	Utilización en edificios	Cantidad (t)*	Valor (US\$/t)
Mineral de hierro	Edificios, tejas, estructuras metálicas y en hormigón armado, tuberías, conexiones	296 millones	45,33
Pelotas		17,6 millones	78,72
Níquel	Aceros inoxidables	248 mil	37.400,00
Cobre	Perfiles, tuberías y aleaciones de aluminio	284 mil	6.611,00
Bauxita	Carpinterías, revestimientos, diseño de interiores, perfiles en general	9,1 millones	ND
Alúmina		4,3 millones	338,76
Aluminio		551 mil	2.784,70
Cobalto	Tintas y barnices	2,5 mil	53.486,00

Nota: * Los valores presentados se refieren al total producido por la empresa y no solamente para el sector de la construcción de edificios

Los precios reflejan muy bien las cantidades de recursos minerales disponibles actualmente. La disponibilidad del mineral de hierro es muy grande, lo que se refleja en su bajo precio de venta por tonelada. Sin embargo, cuanto más escaso es el material en la Tierra, se encontrará en concentraciones mas pequeñas y por lo tanto, el material tendrá un valor de venta más elevado. Es lo que ocurre en una escala progresiva con la alúmina, el aluminio, el cobre, el níquel y el cobalto. Según el informe de la Vale do Rio Doce (2008), en términos de valores, los ingresos obtenidos por las ventas del mineral de hierro fueron de 11,908 mil millones de dólares, mientras que las ventas de níquel sumaron US\$ 10 mil millones. A medida que el mineral de hierro sea más escaso, sus precios tendrán la tendencia a aumentar, si siguen las reglas de otros metales, así como los costes de la construcción. El cierre de los ciclos de los materiales ayudará a bajar los niveles de producción de estos minerales, así como de disminuir el impacto ambiental en los terrenos que son devastadas para extraer estos y otros minerales.

La escasez de los recursos materiales también se refleja en la energía necesaria para la extracción y transformación del mineral en metal, como se puede ver en la figura 1.4. La energía necesaria para la producción de metales es inversamente proporcional a la cantidad de ellos presentes en los minerales. Es decir, a medida que la cantidad de elementos metálicos en los minerales va disminuyendo, la energía incorporada por kilogramo de metal aumenta.

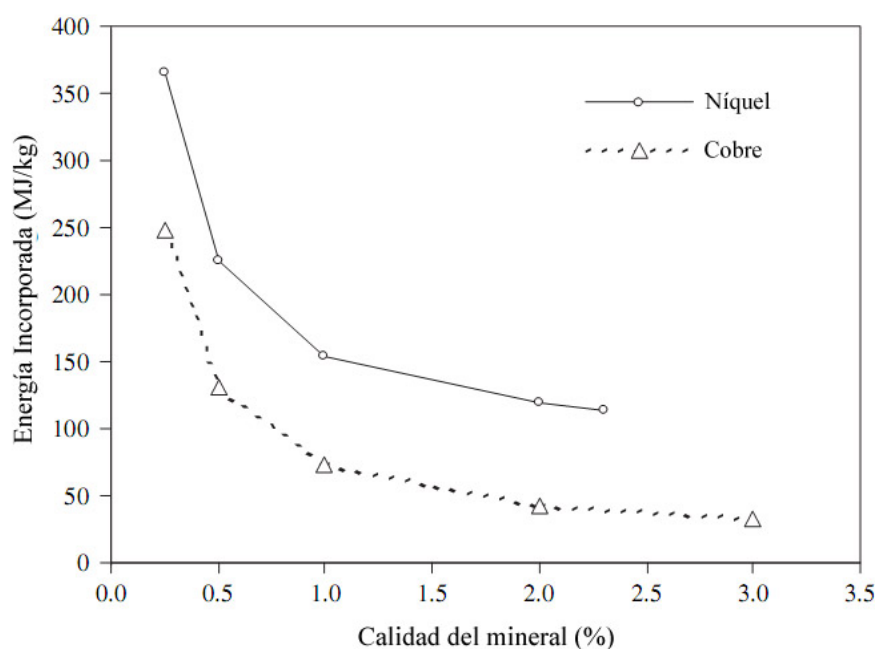


Figura 1.4 – Efecto de la calidad del mineral de cobre y níquel con sus valores en la energía incorporada (Norgate et al, 2007)

Este es el caso del cobre y del níquel, donde sus energías incorporadas aumentan en escala exponencial a medida que la concentración de estos metales disminuye en los minerales. Además de los metales, las extracciones de cemento y yeso también son muy elevadas. La industria del cemento fabrica alrededor de 1,6 mil millones de toneladas de cemento al año, según datos del *Cement Sustainability Initiative* (2008), que pertenece a *World Business Council for Sustainable Development*. Casi 200 millones de toneladas de cemento se produjeron sólo por un fabricante (Holcim, 2008).

Torgal y Jalali (2007), afirman que Europa utiliza más materias primas en la industria de la construcción que en cualquier otra actividad económica. Los autores también afirman que cuanto mayor es la durabilidad de un material, mayor será su vida útil y por lo tanto, menor será su impacto ambiental. López (2006), apunta que la valorización del petróleo en los últimos seis años fue alrededor de 420 %, lo que evidencia la rápida escasez de este recurso.

1.1.2 Degradación del medio ambiente

La insostenibilidad es un fenómeno muy antiguo. La escasez de recursos puede llevar a una sociedad al colapso. Fue lo que pasó con los habitantes de la Isla de Pascua, debido a algunos factores, como la superpoblación o la deforestación. Rees (2002) informa que se tienen datos del inicio de la colonización de la Isla de Pascua en el siglo

V. Después de mil años de colonización, la población de la isla se estimaba entre 7.000-10.000 personas. La sociedad en la isla de Pascua entró en colapso debido a la deforestación intensiva, con la pérdida de pájaros polinizadores y con el aumento de la población de ratas que se comían las semillas de los árboles. De esta manera, los habitantes no tenían más madera para hacer sus canoas y para mantener sus necesidades diarias de pescado que proveían del mar. El marisco y las gallinas de la isla no fueron suficientes para mantener las necesidades mínimas de calorías de las personas. Así, la población empezó a declinar. El primer europeo que llegó a la isla, en 1722, encontró a las personas que vivían en pésimas condiciones, en cabañas o en cuevas y la tierra estaba totalmente deforestada.

Rees (2002), relata que la tecnología no es el único camino para resolver los problemas de la sociedad. De hecho, Tainter (1995) afirma que cuanto más complejas son las sociedades, muchos más recursos son necesarios para mantener dicha sociedad. Además, el autor dice que las sociedades industriales complejas son una anomalía; según él, la especie humana vivió el 99 % de su existencia en villas con un máximo de una docena de personas. El motivo de esto, son los altos costes de la complejidad que se encuentra alrededor de las grandes sociedades. Con el aumento de la complejidad, las resoluciones de los problemas se tornan más difíciles y se necesitan más recursos. Tainter (1995, p. 401), dice que “existen razones para sospechar que la ciencia en el todo está tornándose menos productiva (...) porque se tornó altamente especializada y cara”. La causa es que con cada avance que se hace en la ciencia, se consumen más recursos y la devolución de las investigaciones para la sociedad son menores. Como es el caso del sistema de salud de Estados Unidos. Entre 1930 y 1982, la productividad del sistema de salud ha bajado un 60 %. Los primeros estudios sobre las enfermedades generaron el descubrimiento de la penicilina, que costó 20.000 dólares.

A partir de este momento, los costes para sanar otras enfermedades suben demasiado. Además, cuando se aumenta la complejidad de la enfermedad, también se aumentan los costes, sin embargo, el aumento en la expectativa de vida no es tan significativo cuanto los anteriores, Tainter (1995). Se puede relacionar lo expuesto anteriormente con las inversiones hechas para producir materiales de construcción más complejos. Estos materiales son el resultado de problemas complejos de las sociedades complejas, que tienen altas inversiones para implementarlos en estas sociedades, que experimentan aumentos sucesivos en sus poblaciones. Materiales como los polímeros

tienen elevada complejidad frente a materiales como el ladrillo cerámico o metales como el hierro. Los materiales más complejos contienen muchos elementos químicos que pueden degradar el medio ambiente, como es el caso de los polímeros con base en el petróleo o como los materiales compuestos.

SAURA (2003) afirma que el crecimiento de cualquier especie empieza con una curva exponencial, y después se reduce cuando alcanza algún límite, por ejemplo, comida, espacio u otros tipos de recursos. Esta reducción acaba por estabilizarse provocada por los límites. Malthus (1798) relata en su libro que la población crece en escala geométrica, o sea, dobla los valores a intervalos de tiempos regulares y que la comida crece en escala aritmética. Como los humanos necesitan comida para sobrevivir, los dos lados de la ecuación tienen que ser iguales. La población humana no crece indefinidamente, sino que hay límites de crecimiento con algunas bajadas en la población, ya que hay límites para producir el alimento.

Por otra parte, lo que se puede observar en realidad, es algo muy distinto como muestra la figura 1.5. La figura ilustra la población mundial en los últimos 2000 años y se puede notar que hasta el año 1750 el aumento de la población siguió la escala geométrica con un promedio de 750 años hasta doblar la población. Sin embargo, hubo un gran crecimiento de la población mundial con el inicio de la Revolución Industrial iniciada en Europa. Desde este período en adelante, al final del siglo XX la población dobló en tan solo 45 años.

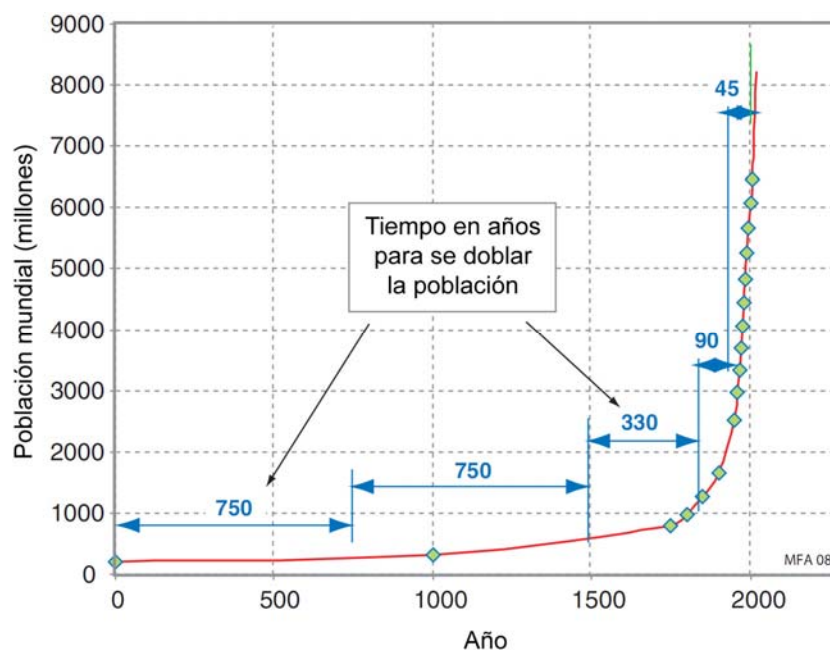


Figura 1.5 – Crecimiento de la población mundial durante los últimos 2000 años. Los intervalos marcados en color azul muestran el tiempo que la población tardó en doblar (Ashby, 2009)

1.1.3 Problemas del sistema económico

El sistema económico dominante se basa en las reglas de la economía mecanicista, con movimientos pendulares (ciclos), transformación y posterior maximización. Si por algún motivo hay una bajada de la demanda o un *crash*, el proceso económico vuelve siempre a las condiciones previas, o sea, en la economía todo es reversible. Según este principio, la secuencia básica es siempre un flujo constante entre producción y consumo, sin tener en cuenta factores externos (Georgescu-Roegen, 1976). Si este modelo económico por si mismo degrada el medio ambiente, la globalización permitió que esta degradación sea más acelerada. Jiménez (2008) destaca que la globalización “busca aumentar la productividad y las ventajas competitivas que mejoren las condiciones de un consumo en masa pero que no se concentra precisamente en satisfacer las verdaderas necesidades (...) ni en garantizar la integridad de los sistemas naturales y su autogeneración.” (p. 48) Estas ventajas competitivas son resultado de logísticas complejas de transporte y de fabricación, además de ser una logística depredadora de la naturaleza.

El modelo económico posibilita que la naturaleza tenga valor de mercado. Esto permite que pueda ser comprada y que el comprador pueda hacer lo que quiera con los bienes naturales disponibles en su territorio. Se refuerza la obtención del lucro y por consecuencia, el individualismo. De esta manera, como las personas persiguen el lucro cuanto más dinero posean, en teoría, más elevada sería la satisfacción de las necesidades personales. Un ejemplo se puede encontrar en los Estados Unidos, que tienen un cuarto de todos los coches del mundo, y hoy en día hay más coches particulares que carnets de conducir (World Watch Institute, 2004). Más dinero, supone más consumo, que conlleva más producción de productos para suplir las “necesidades” de las personas y para la producción, es necesario ir a la naturaleza y extraer los bienes naturales. Con el superconsumo y la superpoblación, estamos consumiendo mucho capital natural que la naturaleza no es capaz de generar rápidamente. El motor del consumo es la publicidad. El mensaje de la publicidad se basa en decir que una persona no está satisfecha con lo que tiene y hay que buscar la satisfacción de sus “necesidades” en los productos. Todo este consumo aumenta nuestra huella ecológica, que según Latouche (2008 p. 41) “el planeta ya no es suficiente para nosotros, harían falta de 3 a 6 planetas más para generalizar nuestro modo de vida occidental”.

1.1.4 Generación de residuos

El lema reducir, reutilizar y reciclar; sólo dice lo que se debe hacer, pero no explica cómo se debe hacer para reducir la polución, Larson (200?). El autor afirma también que “polución es una función del diseño”; porque toda la contaminación provocada por la humanidad es fruto de mucho planeamiento, como por ejemplo, los residuos nucleares y otros residuos tóxicos que atacan la salud del planeta. Según él, las personas necesitan ser re-educadas para evitar el consumismo, así como la manera correcta de desechar los residuos, de la misma forma que las industrias deben cambiar el proceso de producción de los productos. El cambio, es rediseñarlos teniendo en cuenta que cada material tiene su ciclo de vida. La naturaleza es experta en reciclaje. Es necesario que las personas sepan que los productos que no son naturales también deben ser reciclados de una manera u otra. En este sentido, el método de Diseño para Desmontaje (DfD) se convierte en una forma de anticiparse a los probables residuos, además de generar menos. Una forma consciente de mortalidad programada, con la máxima utilización de materiales reutilizados o reciclados y con una generación mínima de residuos.

Los residuos se generan constantemente, y con una tasa cada vez mayor, en virtud de los aumentos de producción experimentados por la era industrial y especialmente tras la Segunda Guerra Mundial. La construcción de un edificio genera una cantidad muy grande de residuos. La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) estima que de todos los residuos generados por la industria de la construcción, un 92 % se relacionan con las reformas y las demoliciones (Franklin Associates, 1998). La generación de residuos empieza durante la extracción de las materias primas para la producción de materiales de construcción y no solamente durante la construcción o demolición del edificio. Cada proceso de transformación de las materias vírgenes en productos de construcción genera más residuos. Además de la cantidad, muchos procesos industriales generan residuos tóxicos. Estos pueden contaminar el agua, el aire y la tierra de forma muy grave. El transporte que abarca desde los materiales extraídos de la tierra, pasando por el transporte de los productos entre distintas industrias, hasta llegar a la edificación, constituye otro residuo importante que es el dióxido de carbono. Este residuo es resultado de la combustión de un recurso energético no renovable con el oxígeno. El dióxido de carbono es uno de los

responsables del efecto invernadero y el cambio climático que empezó alrededor de 1850 con la revolución industrial y que se ha intensificado en los últimos años.

Otra fuente de generación de residuos es el propio acto de construir, renovar o derribar un edificio. La construcción genera cantidades enormes de materiales industrializados que no son aprovechados, o sea, son desperdiciados. La tabla 1.2 muestra los principales tipos de residuos que llegan a una de las plantas de reciclaje más grandes de España. Pero el desperdicio de estos materiales no se encuentra solamente en ellos mismos, sino también en toda una cadena durante la fabricación de cada material y componente. La demolición de un edificio sin criterios establecidos genera toneladas de residuos. Además, los materiales se encuentran mezclados, lo que dificulta las posibilidades de separación con su consecuente reutilización o reciclaje de los residuos. En los casos de los materiales de construcción mezclados, el camino natural es el vertedero, ya que la separación de distintos productos es más difícil y más costosa. De este modo, grandes cantidades de materiales van hacia el vertedero.

Tabla 1.2 – Residuos de construcción y demolición y sus porcentajes en masa que recibe la planta de reciclaje de Salmedina (<http://salmedinatri.com/RCD-residuos.php>, 2010)

Material	Porcentaje (%)
Ladrillos, azulejos y otros cerámicos	54,0
Hormigón	12,0
Basura	7,0
Piedra	5,0
Asfalto	5,0
Arena, grava y otros áridos	4,0
Madera	4,0
Metales	2,5
Plásticos	1,5
Vidrio	0,5
Papel	0,3
Yeso	0,2
Otros	4,0

Los residuos creados por el hombre pueden ser perjudiciales para la salud de las personas y del planeta. Los residuos nucleares son los más peligrosos, primero porque no se posee la tecnología suficiente para reciclarlos, y luego hay que depositarlos en locales muy bien aislados para no contaminar el medio ambiente. Por otra parte hay residuos que se encuentran más cerca de las personas, como los disolventes de los barnices y de las tintas, o de los productos como el PVC que pueden liberar cloruro y compuestos orgánicos volátiles. Otra cuestión es tratar los residuos de algunas actividades industriales como materia prima para otra industria, como es el caso del

corcho, que según Eires et al (2007), es un residuo, y puede ser utilizado para generar paneles de cerramiento sin aplicaciones estructurales.

1.1.5 Economía de recursos energéticos

La utilización de los recursos tanto materiales como energéticos se intensificó durante la Revolución Industrial. El crecimiento económico durante este período exigió un aumento de la utilización de recursos sin precedentes y por consecuencia, aumentó su impacto ambiental. El grado del impacto ambiental de las naciones que participaron en la Revolución Industrial se muestra en la figura 1.6.

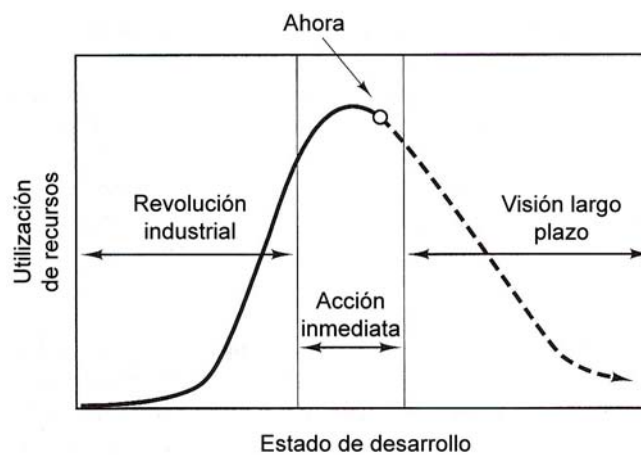


Figura 1.6 – El ciclo de vida típico de la relación entre el estado del desarrollo tecnológico de la sociedad y su impacto ambiental (Graedel y Allenby, 1995)

La parte central de la figura muestra el estado actual en el que se busca un punto de inflexión en la utilización racional de los recursos materiales y energéticos. Esta acción tiene como objetivo una visión a largo plazo, con el intento de disminuir drásticamente los recursos materiales y energéticos a tasas muy bajas, a la vez que se mantiene o aumenta el patrón del nivel de vida de las personas.

La reutilización y el reciclaje posibilitan una economía de energía, puesto que los productos de la construcción ya han pasado por procesos de transformación que han requerido grandes cantidades de energía. Gracias a estas cantidades de energía incorporada en los materiales, es posible que sea necesaria menos, para una nueva utilización. De hecho, la energía utilizada en la reutilización de algún producto es muy baja, ya que dicho producto no necesita de ninguna transformación adicional, solamente

una adecuación a la nueva puesta en obra. El reciclaje tiene procedimientos más complejos, dependiendo del material y del método de reciclaje utilizado. Sin embargo, las cantidades de energía utilizadas son inferiores si se comparan con la energía necesaria en los procesos de fabricación de estos mismos productos. De la misma manera, la energía, la reutilización y el reciclaje posibilitan la reducción de las tasas de dióxido de carbono emitidas, si se comparan con los procesos de fabricación de los materiales vírgenes.

Los metales son unos de los materiales no renovables que tienen más potencial de reciclaje. Estos materiales requieren mucha energía para la transformación del mineral en metal. Pero cuando se realiza un proceso de reciclaje, la energía incorporada a los metales, así como las emisiones de dióxido de carbón son pequeñas respecto a un proceso de fabricación convencional.

1.1.6 Escasas políticas y normativas para la reutilización y el reciclaje

Un obstáculo más para aumentar los índices de reutilización y reciclaje es la escasez de políticas y normativas favorables en relación los materiales de construcción que hoy en día tienen como destino el vertedero. La Unión Europea tiene una normativa general relativa a los residuos desde 1975. A parte, cada Estado miembro de la EU posee sus propias normativas, como se puede ver en las consideraciones iniciales de la última normativa vigente respecto a los residuos 2008 /12/CE. Esta directiva está basada en el principio por el cual, quien contamina el ambiente, debe pagar. Así, los costes de la eliminación de los residuos están a cargo de quien es el poseedor o el productor de dichos residuos.

En los Estados Unidos, algunos Estados están más avanzados que otros en relación a normativas sobre la reutilización y el reciclaje de los residuos de construcción y demolición. Chicago adoptó una reglamentación para que los proyectos aprobados en 2007 tengan una cierta cantidad reciclada de residuos de construcción y demolición; que en 2008 pasó a ser del 50 % (Martin, 2007).

España posee una ley sobre los residuos de construcción y demolición desde principios del año 2008, es el real Decreto 105/2008. Una mejora que propone esta ley para aumentar la tasa de reutilización y reciclaje, es dificultar el desecho de los residuos de construcción y demolición, prohibiendo el depósito sin tratamiento y estableciendo

tarifas con la intención de disminuir dicho depósito en vertederos. Otras normativas de algunos países europeos como Holanda buscan además, prohibir la utilización de ciertas sustancias peligrosas para la salud humana y para el medio ambiente.

Lee y Park (2005), afirman que las normativas de regulaciones ambientales frecuentemente tienen sólo en consideración las emisiones del proceso de fabricación de los productos. Por otra parte, otros impactos ambientales pueden ocurrir en distintos puntos del ciclo de vida de un material o componente, como la obtención de las materias primas o la eliminación de los residuos. Las normativas también se centran en los grupos de materiales y en las cantidades generadas, sin tener en cuenta la deconstrucción que es un tema todavía poco abordado en las normativas mundiales.

1.1.7 La nueva vivienda

La vivienda tiene como primera función servir de abrigo, ejercer la función de protección contra el ambiente exterior que no se puede controlar, y de cumplir con las necesidades básicas de una familia. La vivienda también es una alternativa de renta y de inversión. Sin embargo, tiene que responder a una demanda por motivos demográficos. Los valores económicos también influyen en el número de viviendas construidas.

La población de la Tierra se encuentra en crecimiento continuo. Todas las personas necesitan viviendas, además de los futuros habitantes, que necesariamente tendrán que tener una vivienda, como se puede entender en casi todos los países. Afirman Hewit y Telfer (2007), que el aumento de la población y los patrones de vida más elevados hacen que sea imprescindible construir edificios con bajo impacto ambiental o sostenibles. Hasta el año 2000, fueron construidas casi 116 millones de viviendas en Estados Unidos (U.S. Census Bureau, 2000). El gráfico 1.1 muestra la evolución de las viviendas construidas en los Estados Unidos entre 1968-2007. Para tener una idea de la cantidad de viviendas construidas, casi 2 millones de viviendas se finalizaron sólo en el año 2006.

Es interesante tener en cuenta, que los ciclos de subida y bajada del número de viviendas construidas mostradas en el gráfico 1.1 coinciden con los períodos de crisis. Este período de crisis se muestra en la figura 1.3, en relación al consumo de las materias primas en los Estados Unidos. En los años setenta, hay una bajada causada por la crisis del petróleo, lo que afecta a muchos de los materiales para la construcción de edificios. En los años ochenta y principios de los noventa, se coincide con la recesión en los

Estados Unidos. A partir de este punto, el número de viviendas construidas aumenta cada año, con un pico en 2006 y una bajada significativa en 2007, posiblemente por la crisis del mercado inmobiliario Norte Americano. También se puede notar que las viviendas unifamiliares dominan los números totales de unidades construidas.

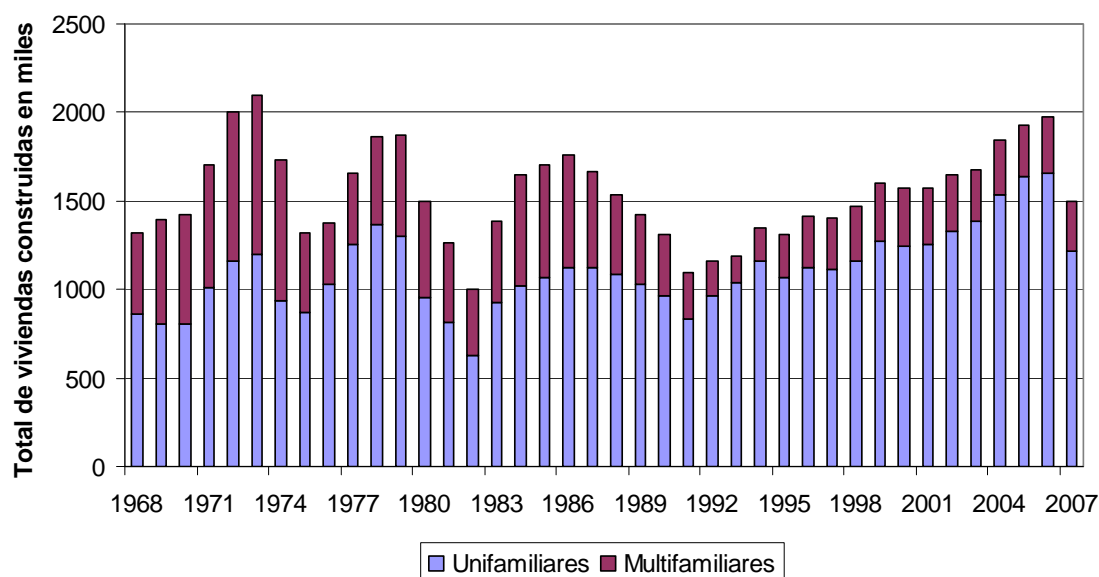


Gráfico 1.1 – Relación del total de viviendas construidas, así como el total de viviendas unifamiliares y multifamiliares en los Estados Unidos entre los años de 1968-2007²

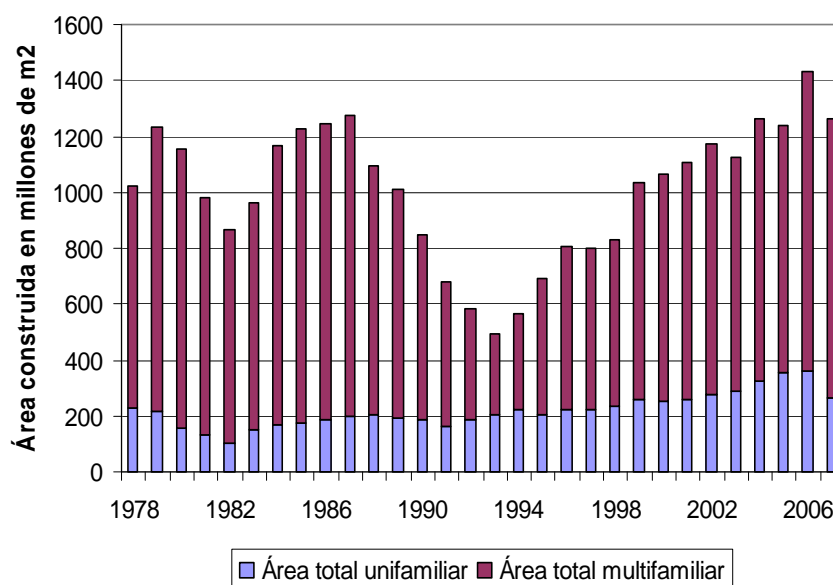


Gráfico 1.2 – Relación del área total construida, así como del área total de viviendas unifamiliares y multifamiliares en los Estados Unidos entre los años 1978-2007. (U.S. Census Bureau, 2008)

² Los datos para la construcción de la tabla fueron cogidos del U.S. Census Bureau, 2008

En el gráfico 1.3 se puede ver que el área promedio de las viviendas tanto unifamiliares como multifamiliares, ha aumentado en las últimas 3 décadas. El área promedio de las viviendas unifamiliares es cerca del doble de las viviendas multifamiliares. Sin embargo, cuando se trata del área total edificada, las viviendas multifamiliares superan con creces a las viviendas unifamiliares, como se puede ver en el gráfico 1.2. Así mismo, el número de edificios ha caído a lo largo de los últimos años, mientras que el número de pisos por edificio ha aumentado, así como al área de los pisos.

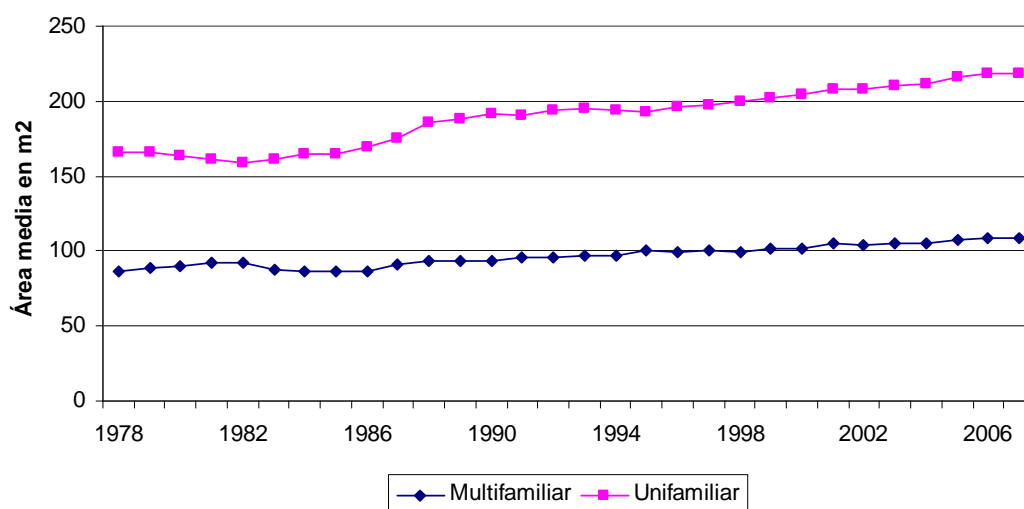


Gráfico 1.3 – Relación del área promedio construida de viviendas unifamiliares y multifamiliares en los Estados Unidos entre los años 1978-2007. (U.S. Census Bureau, 2008)

Como ejemplo, en el año 2007 se construyeron 284.000 edificios multifamiliares. El número de pisos promedio fue de 32 pisos y el área promedio fue de 109 m² (U.S. HUD, 2008), lo que resulta un total de 993 millones de m² de viviendas para los edificios multifamiliares. Por otra parte, el gran número de viviendas unifamiliares multiplicado por el área promedio de cada vivienda de 220 m² (U.S. HUD, 2008), resulta casi 267 millones de m², lo que corresponde a un 27 % del total. El área total de todas las viviendas construidas en el año de 2007 fue de 1.260 millones de m². Podemos imaginar el impacto brutal que estas viviendas tendrán en el consumo de recursos materiales, energéticos y en la producción de residuos.

Otro aspecto a destacar son los déficits habitacionales. Los peores déficits de viviendas se encuentran en los países en desarrollo. Según el Ministerio de las Ciudades de Brasil, en 2008 eran necesarias casi 8 millones de nuevas viviendas para suplir la demanda actual, sin tener en cuenta la futura población. Según IBGE (2008), Brasil

tiene más de 56 millones de viviendas construidas. El total de viviendas construidas en Brasil entre los años de 2001-2007 se puede ver en el gráfico 1.4(A). Si se suman todas las viviendas construidas en Brasil entre 2001-2007, se obtienen 11,5 millones. La suma de las viviendas en Estados Unidos es de 12,1 millones en el mismo período. En otras palabras, en Brasil se construye casi la misma cantidad de viviendas que en los Estados Unidos.

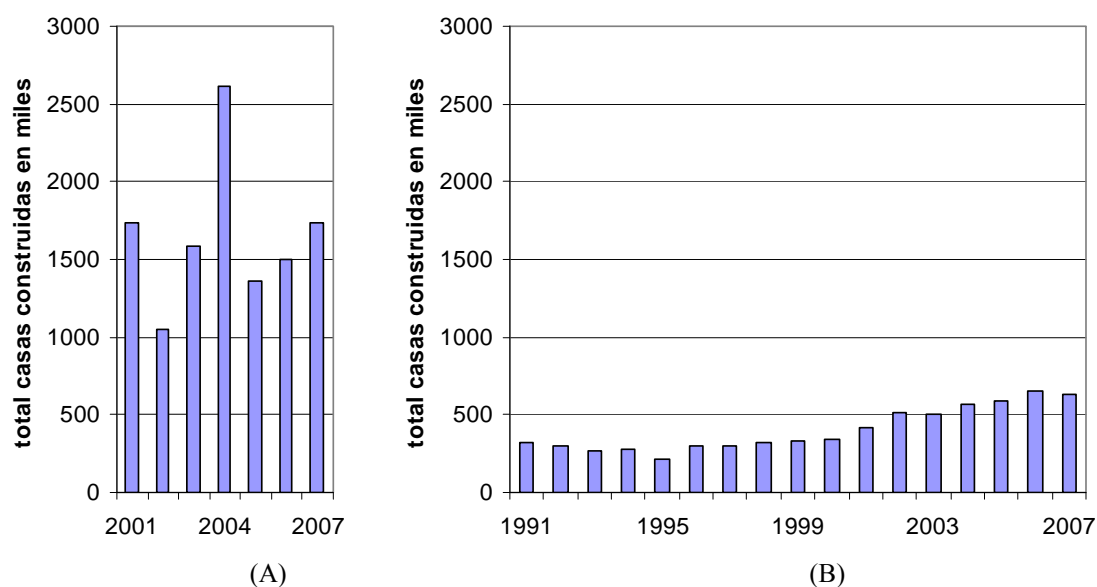


Gráfico 1.4 – Relación del total de viviendas construidas en (A) Brasil entre los años de 2001-2007 y (B) España entre los años de 1991-2007³.

La construcción de viviendas en España tiene más relación con el gráfico de Estados Unidos. Según el Ministerio de la Vivienda, España tiene un total de 24,5 millones de viviendas construidas hasta 2007 y alcanza la cantidad máxima en el año 2006 con casi 650 mil viviendas construidas, como muestra el gráfico 1.4 (B). El área media de las viviendas multifamiliares en España es del 102,2 m² de área útil y de las viviendas unifamiliares es de 155,2 m² (PNRCD, 2006).

³ Los datos de Brasil se extrajeron de diversas publicaciones del IBGE y los datos para España entre 1991-2001 se recogieron del Instituto Nacional de Estadística; los de entre 2002-2007 corresponden al Ministerio de la Vivienda

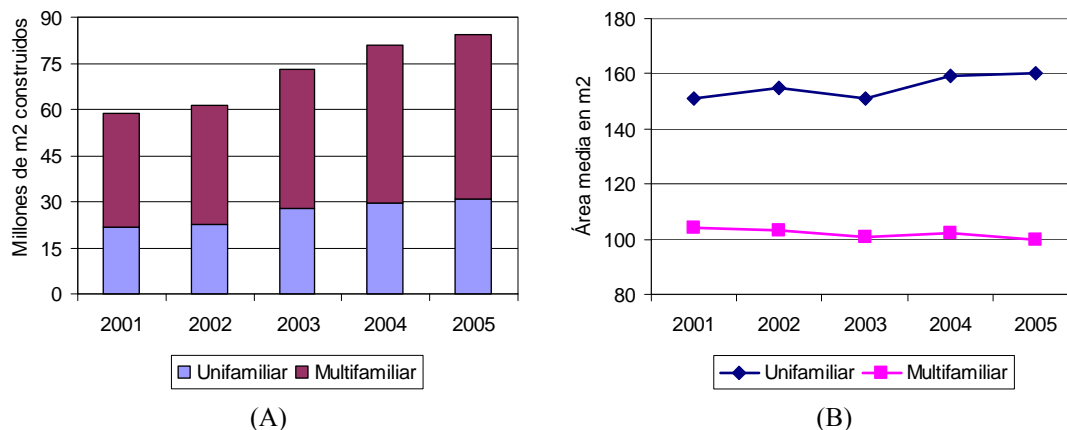


Gráfico 1.5 – Relación (A) del área total construida de viviendas desde 2001-2005 en Brasil entre los años de 2001-2007 y (B) del área promedio construida de viviendas en España (MMA – PNRCDD, 2006)

El II Plan Nacional de Residuos de Construcción y Demolición (PNRCDD, 2006) publicación del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino de España facilita datos sobre la cantidad de viviendas construidas en España en los últimos años, así como, el área media de viviendas unifamiliares y multifamiliares, como se puede ver en los gráficos 1.5. Se observa que en 5 años el área total construida ha pasado de casi 59 millones de metros cuadrados en 2001 a más de 84 millones de metros cuadrados en 2005, un aumento de 50% en el total de área construida en España sólo por las viviendas. Sin embargo, no hubo un aumento significativo respecto al área promedio de las viviendas. Incluso hubo un descenso del área de las viviendas colectivas.

Según el Ministerio Federal de Transporte, Edificación y Urbanismo de Alemania (BMVBS), la estimación es que Rusia tendrá que construir 25 millones de viviendas hasta el final de 2025 para suplir la demanda de este país. Si se suman las cantidades de viviendas finalizadas en el último año en EE.UU., Brasil y España, se llega a un valor de 3,9 millones viviendas por año, (este valor en únicamente 3 países). Todas estas viviendas que serán construidas, generarán una gran cantidad de residuos. Además, el crecimiento de la población mundial aumentará la demanda de viviendas y consecuentemente, el crecimiento de los recursos materiales y energéticos, con la generación de grandes cantidades de residuos.

1.1.8 Aumento de la huella ecológica

Los recursos naturales son necesarios para desarrollar cualquier actividad económica. Toda actividad industrial necesita recursos materiales y energéticos para sus transformaciones, generando residuos durante estos procesos. Las materias primas y los recursos energéticos se extraen de la naturaleza para suplir las demandas de la economía industrial, pero todo esto tiene un precio; que es el aumento de la llamada huella ecológica.

La huella ecológica es una “herramienta que nos permite estimar los requisitos del consumo de recursos y la asimilación de los residuos de una determinada economía y población humana en términos de un área de tierra correspondiente” (Wackernagel y Rees, 1996. p. 9). Estas estimaciones se realizan en hectáreas y se relacionan con la cantidad de tierras productivas necesarias para proveer a una población de una forma sostenible; como el suministro de agua, bosques y tierras para la agricultura. En el año 1900, la huella ecológica de los países ricos era de 1 hectárea per cápita; y en 1995 ya se situaba entre 3-5 hectáreas por persona, (Wackernagel y Rees, 1996).

Por una parte, esto se debe al hecho de que el consumo de los recursos materiales y energéticos aumentará de forma continua. Los residuos acompañan a estos aumentos, ya que las tecnologías de fabricación existentes generan residuos, así como los productos que fueron utilizados y que son descartados por las personas. Otro factor es el libre comercio mundial y las políticas públicas. La globalización aumentó el flujo mundial de los recursos. Esto hace que las reservas se reduzcan más rápido y los residuos aumenten a tasas más elevadas de las que el medio ambiente puede absorberlos.

Otra cuestión es el aumento de la eficiencia energética de los coches o de los edificios. Lo que ocurre, es que cuando los coches se vuelven más eficientes se utilizan más. Puede pasar algo parecido con los edificios. Se pueden construir más de los denominados edificios “verdes”, ya que estos producen menos impacto ambiental que los convencionales. Sin embargo, construir más edificios eficientes como los actuales, es continuar utilizando recursos energéticos que provienen de los combustibles fósiles en su mayoría, y aumentando la cantidad de residuos. Esta ecuación, sólo aumenta la huella ecológica. En el año 1995, Wackernagel y Rees (1996) estimaron que si todos los

habitantes del planeta consumiesen como los ciudadanos de Estados Unidos o de Canadá necesitaríamos 3 planetas Tierra para soportar todo nuestro estilo de vida.

1.2 Hipótesis de la tesis

La hipótesis de la tesis: se puede optimizar el diseño constructivo del edificio para aumentar el potencial de reciclabilidad de los materiales y elementos de construcción con el propósito de reducir el impacto ambiental producido en su construcción.

1.3 Objetivos de la tesis

El objetivo general y los específicos de la tesis se presentan a continuación.

1.3.1 Objetivo General

El objetivo general de la tesis es evaluar el potencial de reciclabilidad y reutilización de los materiales y elementos de construcción normalmente utilizados en los edificios; así como cuantificar las mejoras medioambientales en el proceso constructivo de los edificios cuando se empleen materiales reciclables o reciclados.

1.3.2 Objetivos específicos

Los objetivos específicos de la tesis se enumeran a continuación:

- Analizar el mercado de los productos reciclados en la construcción de edificios.
- Evaluar las normativas y políticas públicas sobre la reutilización y el reciclaje de los materiales de construcción.
- Procesar datos sobre la producción de los materiales de construcción, los residuos generados y sobre el potencial de reciclaje de los residuos que se acumulan a lo largo de los procesos.
- Relacionar los métodos empleados para la reutilización y para el reciclaje de los materiales de construcción más utilizados, así como las garantías y certificados de los productos reciclados.

- Analizar los aspectos relativos a la deconstrucción frente a la demolición.
- Proponer la sustitución de materiales con bajo potencial de reutilización y reciclaje por otros con potencial más elevado.
- Proponer nuevos conceptos como el “infraciclado”, asociados a las aplicaciones actuales al final del ciclo de vida de los materiales y componentes de construcción.
- Proponer un índice de reutilización y reciclabilidad de los materiales y componentes de construcción al final de sus ciclos de vida o del ciclo de vida del edificio. El propósito de este método es evaluar cuáles serán las calidades, destinos de los materiales y componentes utilizados en futuras construcciones, y al final del ciclo de vida del edificio.

1.4 Método de investigación

El método utilizado en la investigación es cuantitativo y cualitativo, a través de la caracterización del mercado de reciclaje en términos internacionales. Se realizó mediante investigaciones en los sectores del reciclaje de los materiales de construcción en los órganos gubernamentales y no gubernamentales. Posteriormente, se estableció una búsqueda por las plantas de reciclaje de los principales materiales utilizados en la construcción de los edificios en España.

La evaluación sobre las normas de los residuos de la construcción y demolición de edificios se basó en una revisión de las normas sobre residuos, reutilización y reciclaje de algunos países, centrándose en España. Lo que incluye conceptos, aplicaciones, restricciones y tasas, entre otros.

El levantamiento de los datos sobre la producción, residuos y potencial de reciclaje de los principales materiales de construcción utilizados, se elaboró a través de referencias bibliográficas disponibles tanto por parte de los órganos gubernamentales como privados, con datos sobre producción mundial y el precio de los productos.

La relación de los métodos de reciclaje de los materiales se formó mediante esquemas sobre los procedimientos de reciclaje más utilizados actualmente, así como su impacto ambiental. Aspectos como los costes de los productos reciclados, la generación de residuos, y el consumo de recursos energéticos, se recogieron de la bibliografía

internacional y mediante encuestas realizadas a los recicladores de los principales materiales de construcción.

La etapa de demolición y deconstrucción se analizó mediante datos y ejemplos de la bibliografía internacional, junto con los métodos de desmontaje de otros sectores industriales para intentar establecer una relación con la industria de la construcción.

La propuesta de conceptos para las diferentes utilizaciones de los principales materiales y componentes constructivos, se elaboró a partir de observaciones de los métodos de “reciclaje” económicamente viables; con las verificaciones del cierre de los ciclos materiales y con las encuestas realizadas con recuperadores y recicladores de dichos materiales.

La proposición del Índice de reciclabilidad, que tiene en cuenta la reutilización y la reciclabilidad de los componentes constructivos, se estableció mediante los conceptos de reutilización, reciclaje, infraciclaje e infrautilización; y por los datos disponibles en la tesis de doctorado de Mercader (2010), que identifica y cuantifica los materiales de construcción de 10 edificios convencionales en Sevilla y se eligió por proporcionar datos fiables de las cantidades de materiales de estos edificios.

La idea del método, es que se utilice en los proyectos de los edificios con la voluntad de aumentar la reciclabilidad de los edificios. El método consiste en determinar la reciclabilidad de los edificios en dos partes: La que actúa en el diseño de los edificios y la parte que actúa en la deconstrucción de una edificación. Las dos partes se establecen ya en la fase de diseño del edificio.

1.5 Estructura de la tesis

El trabajo se divide en siete capítulos:

- El primer capítulo lo forman dos partes. La primera, trata la justificación del tema de la tesis, estableciendo la problemática de la construcción actual, con sus consecuencias en el medio ambiente y en las sociedades. La segunda parte se destina a la presentación de los objetivos generales y específicos, además de presentar el método aplicado en la investigación.

- El capítulo 2 trata el estado del arte de la sostenibilidad y del reciclado de los materiales de construcción.
- El capítulo 3 explica los métodos de reciclado actuales de los principales materiales de construcción. En este apartado también se analizan aspectos como la producción y los costes de los productos reciclados.
- El cuarto capítulo se refiere a los productos y mercados para los materiales y componentes constructivos reciclados. Se presentan productos que sirven como alternativa a los materiales de construcción convencionales. También se destina a los criterios para la utilización de materiales reciclados y reutilizados, donde son presentados aspectos relativos al diseño para el desmontaje.
- El quinto capítulo realiza un análisis de la reciclabilidad de los materiales y componentes de construcción, y presenta un método para el cálculo de la calidad ambiental de los materiales de construcción.
- Finalmente, el capítulo 6 expone las conclusiones de la tesis doctoral.

2 Estado del arte sobre el reciclaje

Los seres humanos no nos podemos desvincular de la naturaleza, ya que somos la naturaleza. Esta idea de Wackernagel y Rees (1996), es contraria a la de muchos pensadores, que tratan las cuestiones de la naturaleza de manera independiente a las cuestiones humanas. La verdad, es que los seres humanos dependen de la naturaleza para todo. Además, dicen que “el estilo de vida de las grandes ciudades, rompe el ciclo de los materiales y proporciona poco sentido a la conexión con la naturaleza” (p. 7). “Los grandes imperios no han girado ociosamente en torno a ideologías o prestigio nacional, sino en torno al control de los recursos naturales. Y aún siguen.” (Gerogescu-Roegen 1975 p. 96). Dicha afirmación es muy oportuna, ya que el denominado desarrollo sostenible busca, entre otros objetivos, al menos disminuir la utilización de los recursos naturales no renovables.

Jevons (1866), escribía que el combustible se desaprovecha donde es más barato, y en cambio, se economiza donde es más caro. Jevons también afirmaba que “En un sistema industrial abierto, tal como nos estamos desarrollando, y ayudando a difundir, todo es una cuestión de coste” p 56.

Lo que se busca actualmente son formas alternativas de generación de energía, así como, la utilización más racional de estas energías renovables. Paralelamente, el IPCC (2007) propone medidas para tratar el dióxido de carbono producido. Son alternativas para disminuir las emisiones de gases de efecto invernadero en la atmósfera. Además de las reservas energéticas, las reservas de los recursos materiales también se están agotando.

El término desarrollo sostenible se utilizó por primera vez durante los años setenta, pero la definición generalizada, apareció con la publicación del libro *Nuestro Futuro Común*, publicado en 1987 (Jiménez, 2008). Lélé (1991), hace una revisión

crítica del término “desarrollo sostenible”, indicando contradicciones del término con el crecimiento, ecología y sociedad. Tisdell (1988), escribe sobre las diferentes visiones entre los ecologistas y los economistas sobre el desarrollo sostenible. Según Latouche (2008, p. 108), la expresión “desarrollo sostenible, se ha convertido en una simple marca publicitaria sin contenido”. Latouche argumenta que lo que estamos experimentando actualmente es solamente crecimiento y no desarrollo. Según el Diccionario de la Real Academia Española, la palabra desarrollo significa “evolución progresiva de una economía hacia mejores niveles de vida.” Y crecimiento significa “aumento del valor intrínseco de la moneda”. Jiménez (2008, p. 23) realiza la siguiente pregunta: “¿Se puede hablar de verdadero desarrollo humano, si este es a costa de destruir el medio ambiente?” El autor afirma que el crecimiento económico no es igual al desarrollo sostenible, ya que no es posible crecer infinitamente en un sistema limitado, como el planeta Tierra. Se exige un cambio de pensamiento en la economía para satisfacer el bienestar de las personas respetando la naturaleza y satisfacer las necesidades de las generaciones futuras. Por lo tanto, desarrollo no tiene nada que ver con crecimiento. Cuando se realizan actuaciones importantes contra en el medio ambiente, el desarrollo no existe en términos de la mejora de los niveles de vida, sólo en términos de la acumulación de riqueza del capital monetario. Tanto es así, que la producción mundial ha aumentado 5 veces desde 1950 (Jiménez, 2008). Sin embargo, el aumento del PIB no significa necesariamente un aumento del desarrollo, es decir, de la satisfacción de las necesidades de las personas.

Por otra parte, muchos autores afirman que para obtener un desarrollo sostenible, debe crecer el PIB. Existen varios problemas: Nos encontramos con un norte muy industrializado; en relación a un sur con mucha población y pobreza. Todos se encuentran de acuerdo en un tema; que es el de utilizar las energías renovables, principalmente la del sol y reciclar los materiales, para al menos disminuir la velocidad del agotamiento del capital natural. Desde el punto de vista de la arquitectura, la sostenibilidad requiere el cierre de los ciclos materiales (Cuchí, 2005). Sin embargo, según Curwell y Cooper (1998), lo que dificulta las implementaciones de medidas hacia un desarrollo, es la falta de la definición de los términos “desarrollo sostenible” y “sostenibilidad”.

2.1 Impactos ambientales globales y locales

La extracción de materiales y la utilización de combustibles fósiles son algunos factores que aumentan drásticamente la contaminación medioambiental. Esta contaminación se realiza tanto globalmente como localmente y también está regulada por el tiempo de exposición y por su escala de producción. Las contaminaciones ambientales globales provocan el cambio climático y la reducción de la biodiversidad. Los problemas medioambientales locales se refieren a la contaminación del agua, la degradación del suelo, y la lluvia ácida.

El cambio climático es una preocupación mundial, estudiado durante muchos años por científicos de todo el mundo. El clima se puede definir como “un conjunto de condiciones atmosféricas que caracterizan una región o país” (RAE, 2001). El clima en el planeta Tierra ha cambiado considerablemente a lo largo de millones de años. La preocupación actual, es que la influencia humana está acelerando el proceso de cambio. Según el IPCC (2007), la componente atmosférica es la que más influye en el clima, una vez que interacciona con los vientos, con la radiación solar y con la radiación emitida por la Tierra.

Los dos gases más importantes del efecto invernadero natural son, el vapor de agua y el dióxido de carbono; que crean una barrera parcial para los rayos infrarrojos emitidos por la Tierra. A partir de la Revolución Industrial, las actividades humanas están intensificando este efecto con la liberación de grandes cantidades de dióxido de carbono en la atmósfera. La figura 2.1 representa las concentraciones de los gases de efecto invernadero en los últimos 2000 años. Se observa que hasta 1850 las concentraciones de los gases de efecto invernadero eran más estables. Sin embargo, las emisiones de dióxido de carbono, así como las de otros gases se han elevado considerablemente a partir de la Revolución Industrial. Las causas más determinantes son, la combustión de combustibles fósiles y la deforestación, promovidas por las actividades humanas. Otros gases como el metano y el óxido nitroso también contribuyen al efecto invernadero. El gas metano se produce también en los vertederos, por el vertido de materiales biodegradables (99/31/CE). La producción de materiales y componentes de construcción ayuda a aumentar el efecto invernadero, ya que son liberadas grandes cantidades de CO₂ por la fabricación y transporte de los mismos. La

fabricación y el vertido de muchos materiales pueden emitir sustancias tóxicas al medio ambiente que pueden afectar a la biodiversidad.

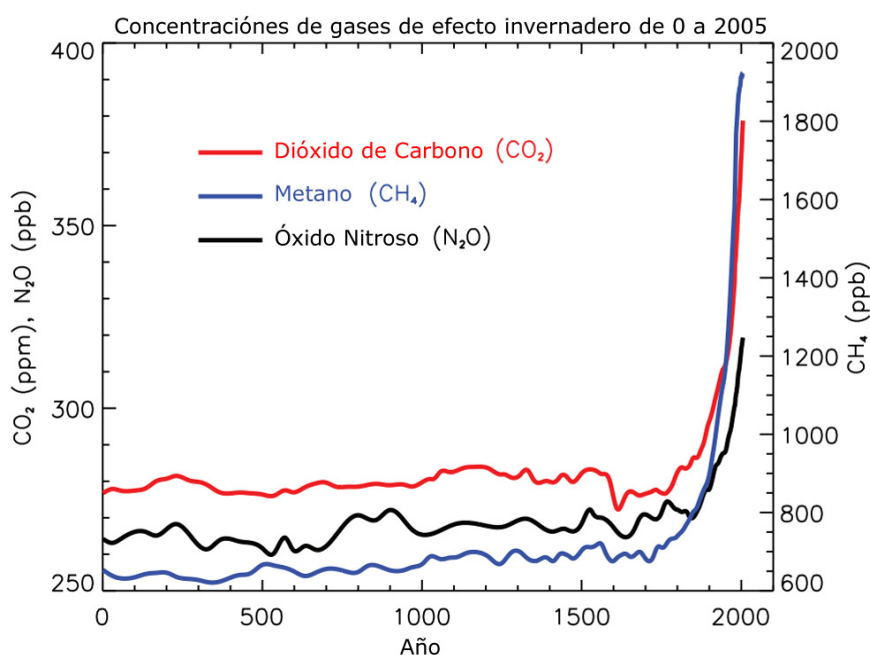


Figura 2.1 – Concentraciones de gases de efecto invernadero en los últimos 2000 años (IPCC, 2007)

La reducción de la biodiversidad está relacionada con la pérdida del hábitat y con la contaminación medioambiental. La fauna y la flora son esenciales para el equilibrio de las especies una vez que existe una cadena alimentaria. La ruptura de algún eslabón de la cadena alimentaria, provocada por la desaparición de algunas especies, puede conllevar la expansión de otras, y el crecimiento de especies endémicas al hombre, causando enfermedades para los seres humanos o complicaciones para el planeta. La expansión de las áreas urbanas, el aumento de las extracciones de materias primas y la contaminación generada por la fabricación en masa de productos, están reduciendo los hábitats naturales. Según el informe de las Naciones Unidas (2010), entre los años de 1970 y 2006 hubo una pérdida de un 30%, en las poblaciones de especies vertebradas del mundo. El declive más acentuado se situó en los trópicos, con casi un 60%; en un planeta que contará con nueve mil millones de habitantes en el 2050.

Las preocupaciones medioambientales locales se relacionan con los residuos de extracción, producción, y vertido de productos en el agua, en el suelo y en el aire, que generan problemas como la acidificación y la eutrofización. La acidificación se puede dar en los suelos y en el agua. Suelos ricos en materia orgánica pueden absorber

mayores concentraciones de sustancias causantes de la acidificación; y el agua presente en este tipo de suelo no se vería muy afectada. Sin embargo, en los suelos rocosos se puede aumentar la acidificación del agua mucho más rápido (Graedel y Allenby, 1995). La eutrofización es la falta de oxígeno causada por el exceso de nitrógeno y fósforo, que tiene su origen en una alta actividad bacteriológica. Las altas concentraciones del CO₂ atmosférico aseguran que las gotas de lluvia tengan algo de acidez. El nitrógeno y el azufre contribuyen en aumentar la acidez del agua, ya que disminuyen el pH. La calidad del agua subterránea también es motivo de preocupación, al poder quedar afectada por el vertido de sustancias tóxicas en vertederos, principalmente vertederos clandestinos. Otra de las preocupaciones medioambientales locales es la formación de lodo derivado de los procesos industriales. Este lodo es una mezcla de agua con materias sólidas que pueden contener sustancias antropogénicas indeseables⁴ contaminando el agua y el suelo.

2.2 Concentración de elementos en la corteza terrestre

La Tierra contiene 91 elementos naturales, que se utilizan como materias primas para la fabricación de todo tipo de productos (Lide, 2003). La litosfera está compuesta casi en su totalidad por 11 elementos y el resto se presenta en tasas de menos de un 0,1% de la masa. El gráfico 2.1 enumera los 9 elementos más abundantes de la corteza terrestre. El más abundante es el oxígeno, seguido por el silicio, aluminio, hierro, calcio, sodio, potasio, magnesio, titanio, hidrógeno y fósforo. Los elementos se presentan en la litosfera en su mayoría en forma de compuestos, más que en su estado libre. Se observa que el elemento más presente en la litosfera es el oxígeno y que se encuentra presente en forma de óxidos. Este elemento, representa un 45% del total de la masa de la corteza terrestre. El silicio está presente en segundo lugar con un 28% y el aluminio viene a continuación con un 8% de la cantidad total. El hierro cuenta con un 5%; el calcio con un 3%; el sodio con un 2,6%; el potasio con un 2,4%; el magnesio con un 2% y el titanio con un 0,4% del total.

⁴ El término “antropogénico” se refiere a las actividades humanas. Normalmente se utiliza para describir contaminaciones medioambientales.

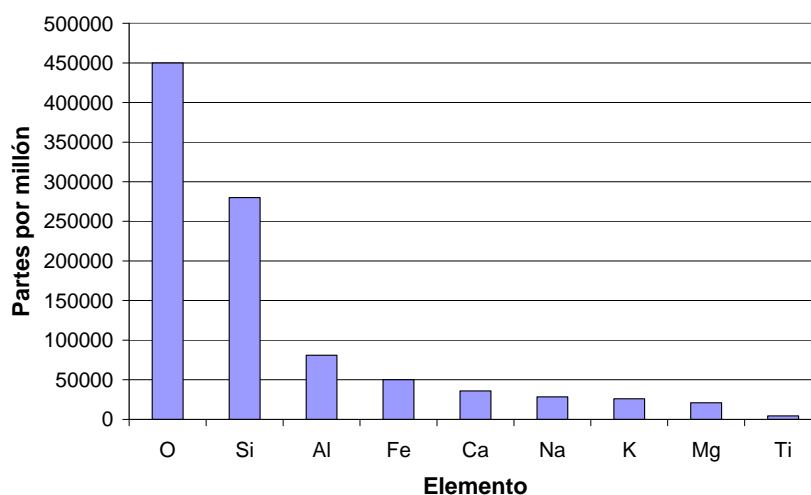


Gráfico 2.1 – Elementos más abundantes en la corteza terrestre con sus respectivas cantidades expresadas en partes por millón. (Adaptado de Lide, 2003).

Juntos, estos 9 elementos son responsables del 96,4% de la composición de la corteza terrestre, y los otros 82 elementos naturales corresponden solamente a un 3,6% del total. Los elementos anteriormente citados se combinan con el oxígeno en forma de óxidos. Estos compuestos se enumeran en la tabla 2.1 con sus respectivos porcentajes.

Tabla 2.1 – Óxidos más abundantes en la corteza terrestre con sus respectivas cantidades (Lide, 2003).

Compuesto	Masa (%)	Compuesto	Masa (%)
SiO ₂	60,2	FeO	3,9
Al ₂ O ₃	15,6	MgO	3,6
CaO	5,2	K ₂ O	3,2
Na ₂ O	3,9	Fe ₂ O ₃	3,1

Los valores observados demuestran que en números absolutos los materiales de construcción comúnmente utilizados, como el acero o el aluminio, tienen reservas muy elevadas. Sin embargo, cabe destacar, que estos datos son promedios y no se tienen en cuenta las concentraciones necesarias para la extracción económicamente viable de estos elementos. En particular, la composición química habitual del cemento Portland común, utiliza casi exclusivamente los compuestos mostrados en la tabla 2.2.

Tabla 2.2 – Óxidos utilizados para la fabricación del cemento Portland común con sus respectivas cantidades (Taylor, 2004).

Compuesto	Masa (%)	Compuesto	Masa (%)
CaO	67,0	Fe ₂ O ₃	3,0
SiO ₂	22,0	MgO	1,5
Al ₂ O ₃	5,0	K ₂ O	0,5

Se puede observar que los compuestos químicos necesarios para la fabricación del cemento Portland, se encuentran todos presentes entre los principales óxidos más abundantes de la corteza terrestre. Por tanto, se percibe que las reservas de materia prima para la producción del cemento son muy elevadas, sin embargo, la tendencia es encontrar el compuesto CaO en grandes cantidades, ya que esta sustancia es responsable de más de la mitad de la materia prima del cemento.

Por otra parte, uno de los mayores problemas en relación a los metales, es su extracción de la corteza terrestre. Según Graedel y Allenby (1995) es necesario extraer 350 toneladas de tierra y roca, para procesar 100 toneladas de mineral, y al final conseguir 1 tonelada de cobre metálico. Ayres (1997) presenta valores que indican que para producir 1 tonelada de cobre son necesarias 250 toneladas de mineral. La producción mundial de minerales, así como de residuos y del contenido en porcentaje de algunos metales se muestran en la tabla 2.3.

Tabla 2.3 – Producción mundial de algunos minerales en el año 1993 (Ayres, 1997).

Elemento	Masa bruta de mineral (millones de toneladas)	Contenido de metal (%)	Masa de metal (millones de toneladas)	Residuos de extracción y trituración (millones de toneladas)
Aluminio	106	19,0	19,8	86
Cobre	>2500	0,4	9,4	>2490
Hierro	989	52,0	517,0	472
Manganeso	22	33,0	7,2	15
Níquel	>130	0,7	0,9	>129
Zinc	>219	3,2	6,9	>212

La tabla 2.3 ilustra la elevada diferencia existente entre las cantidades y concentraciones de algunos metales. El metal que tiene el más alto grado de concentración es el hierro; más de la mitad del material retirado de las minas contiene el elemento de hierro. El magnesio posee un 33%, pero su producción es más pequeña. La producción de aluminio implica un 81% de residuos de extracción y trituración; pero el metal que contiene el porcentaje más bajo en la tabla es sin duda el cobre. Según Ayres (1997) el contenido del metal de cobre, es solamente del 0,4% de todo el material extraído de la corteza terrestre. Davenport (2002) afirma que la concentración de cobre puede ser del 0,5% en minas abiertas y entre un 1-2% en minas profundas. Así mismo, las concentraciones son muy bajas, lo que evidencia que este

metal tiene pocas reservas que puedan ser económicamente explotadas. A continuación se presentan las producciones y mercados de algunos materiales de construcción.

2.2.1 Acero

El acero es el metal más utilizado en la construcción de edificios, está formado por hierro, con adiciones de carbono de hasta un 1,7% (Calkins, 2009). El acero inoxidable lleva menos de 1,5% de carbono y cromo en su composición, que le permite ser más resistente a la corrosión respecto al acero con carbono convencional.

Según USGS (2006), la producción mundial de acero fue de 1.170 mil millones de toneladas en el 2006, como se puede ver en el gráfico 2.2 (A). El precio del acero ha tenido dos picos altos, entre los años 1970-1980 y después del año 2000. El precio de la tonelada de acero costaba alrededor de US\$ 820 en el año 2006. Los mercados del acero son muy parecidos a los del aluminio, principalmente en el mercado de la construcción, transportes y containers. En el año 2003, el consumo de acero destinado a la construcción fue de un 22% del consumo total en los Estados Unidos. Sin embargo, diez años antes, el porcentaje de esta industria, era de un 15%, o sea, un aumento de 9,4 millones de toneladas. Las reservas económicamente viables del mineral de hierro, que es la materia prima del acero, se estiman en 73.000 millones de toneladas (USGS, 2008).

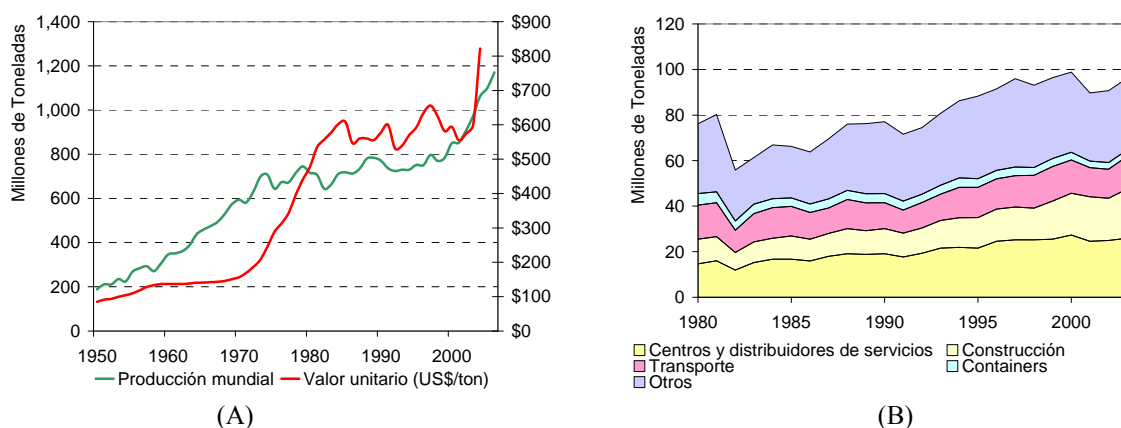


Gráfico 2.2– (A) Producción mundial de acero con su respectivo precio desde 1950-2006; y (B) sectores industriales de destino del acero utilizado en los Estados Unidos. (USGS, 2006)

Según el World Steel Association (2009), China utilizó cerca de 408 millones de toneladas de acero en el 2007, lo que corresponde a un 34% del consumo mundial de este metal en el mismo período, que fue de casi 1.300 millones de toneladas. Los métodos de fabricación del acero son básicamente dos: producción integrada en alto horno con convertidor básico al oxígeno (BOF), con un 66,3% de la producción total; y

horno eléctrico de arco (HEA), con un 31,2%. Los dos sistemas se utilizan para el reciclaje de la chatarra de acero. Las emisiones de dióxido de carbono, se producen en mayor grado en la reducción del mineral de hierro en los hornos.

2.2.2 Aluminio

El aluminio se utiliza ampliamente en la construcción de edificios, en el sector de transportes, de containers y embalajes. Según USGS, (2008), existe una reserva identificada⁵ con alrededor de 55.000-75.000 millones de toneladas y una reserva base⁶ de 32.000 millones de toneladas. Sin embargo, las reservas económicamente viables son de 25.000 millones de toneladas. La producción de este metal aumentó bastante desde el final de la Segunda Guerra Mundial. A partir de finales de los años 1990, hasta hoy, su producción es todavía más elevada, principalmente para abastecer de material al sector de los transportes. El gráfico 2.3 (a) muestra la evolución de la bauxita, alúmina y del aluminio con sus respectivos precios en el mercado Norteamericano. Es interesante observar la cantidad de bauxita extraída con el fin de obtener la alúmina, para posteriormente obtener el metal de aluminio.

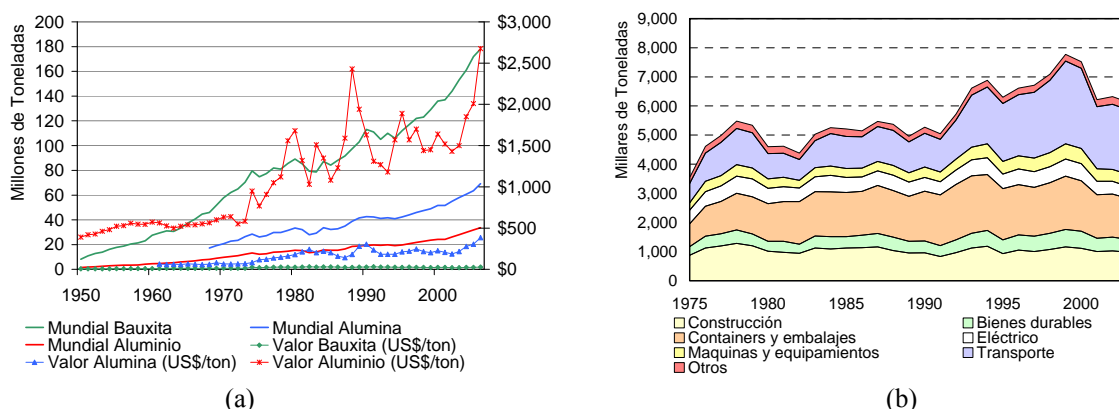


Gráfico 2.3 – (a) Producción de bauxita, alúmina y aluminio con sus respectivos precios desde 1950-2006; y (b) sectores industriales de destino del aluminio utilizado en los Estados Unidos. (USGS, 2006)

Para producir las 33,7 millones de toneladas de aluminio fue necesario extraer 178 millones de toneladas de bauxita. Esto representa una diferencia de un 81%, es decir, hay que se extraer 5 toneladas de bauxita para obtener 1 tonelada de aluminio.

⁵ La reserva identificada son los recursos con su localización, calidad y cantidad; y son conocidos o estimados a través de evidencias geológicas específicas (USGS, 2008)

⁶ La reserva base es “parte de la reserva identificada que satisface criterios físicos y químicos mínimos relacionados con las actuales prácticas y producciones de los minerales, incluyendo calidad, espesor y profundidad” (USGS, 2008)

Un recurso para intentar disminuir la extracción y así disminuir la degradación del medio ambiente es potenciar el reciclaje del aluminio. Según el USGS (2006), el total del aluminio reciclado sólo en EE.UU. fue de 3 millones toneladas en 2006, lo que representa un 57% del total de la producción de este país. De estos 3 millones, 2 millones proceden de chatarras de los procesos de fabricación y lo restante proviene de chatarras de edificios, coches y containers. El sector de la construcción en aluminio en los Estados Unidos, utiliza básicamente la misma cantidad desde 1975, que es el dato inicial disponible de USGS (2006). En este año, la cantidad de aluminio consumida fue de 875 mil toneladas, con un máximo de 1280 mil toneladas en 1978. En el año de 2003 se utilizaron 981 mil toneladas de este producto. La proporción de aluminio consumido por la construcción en los últimos años es de un 15% en el mercado Norteamericano. El gráfico 2.3 (b) muestra la evolución de los destinos finales de la producción de aluminio en los Estados Unidos.

El precio de los materiales varía bastante. La tonelada de bauxita costaba en el año 2006 US\$ 28; la alúmina tenía un valor de US\$ 384 y la tonelada de aluminio costaba US\$ 2676, en el mismo año. El precio de la tonelada del aluminio era casi constante hasta el inicio de los años 1970, hecho que ha cambiado drásticamente. Tras este período, el precio ha oscilado bastante y aumenta cada vez más.

2.2.3 Cobalto

Las reservas económicamente viables de cobalto se estiman en 7 millones de toneladas. La producción mundial de cobalto en 2006 fue de 67.500 toneladas, como se observa en el gráfico 2.4 (a). El precio del cobalto era más o menos constante hasta 1975, tras este período el precio de este material pasa por sucesivas subidas y bajadas. El precio en 2006 fue de 30.700 dólares la tonelada. El destino de casi la mitad del cobalto utilizado, se centra en la fabricación de súper aleaciones, como se muestra en el gráfico 2.4 (b).

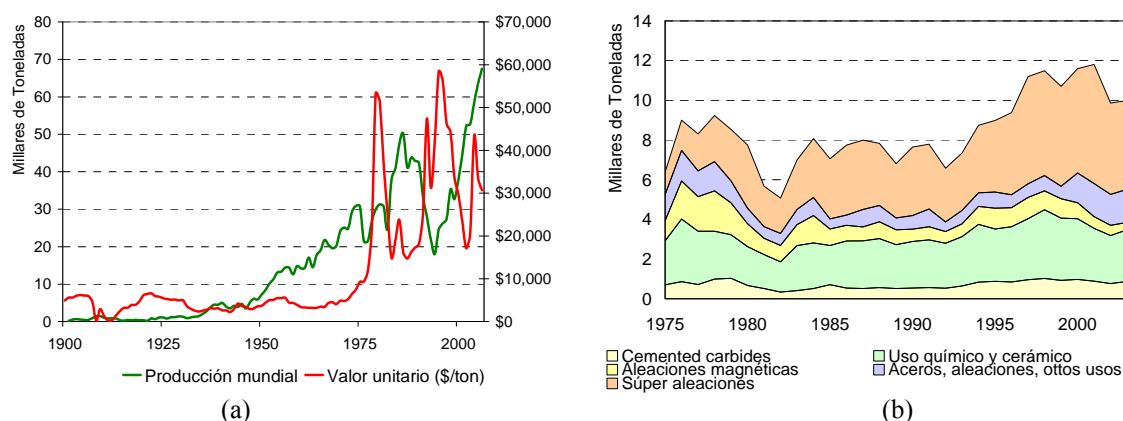


Gráfico 2.4 – (a) Producción de cobalto con su respectivo precio desde 1900-2006; y (b) sectores industriales de destino del cobalto utilizado en los Estados Unidos. (USGS, 2006)

2.2.4 Cobre

El cobre es otro material que se emplea mucho en la industria de la edificación. Su producción es casi la mitad de la producción anual de aluminio. Hasta la década de 1940, casi todo el cobre producido en el mundo salía de las minas de los Estados Unidos, como se observa en el gráfico 2.5 (a). La producción del año 2006 fue de 15.100 mil toneladas. De este total, sólo EE.UU. produjo 1.200 mil toneladas de cobre de primera fusión y más de un total de 1.000 mil toneladas de cobre de segunda fusión⁷. Sin embargo, la producción secundaria mostrada en el gráfico 2.5 (a) se refiere solamente al cobre recuperado por fuentes externas, o sea, no se cuentan los residuos de las fábricas que son reciclados. Las reservas de cobre económicamente viables se estiman en 490 millones de toneladas (USGS, 2008).

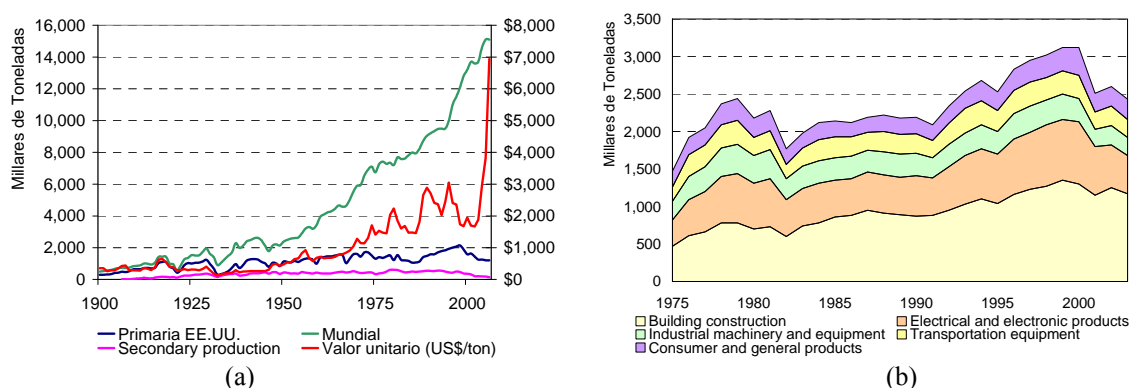


Gráfico 2.5 – (a) Producción de cobre con su respectivo precio desde 1900-2006; y (b) sectores industriales de destino del cobre utilizado en los Estados Unidos. (USGS, 2006)

⁷ La producción de segunda fusión de 1.000 mil toneladas en los Estados Unidos se refiere a la recuperación de los productos externos de la fábrica (reciclaje); a los residuos de cobre en la fabricación del material de primera fusión y a los restos de la fabricación del cobre utilizado de la segunda fusión.

De todas las industrias que necesitan cobre, la industria de la construcción es la que más lo solicita, como muestra el gráfico 2.5 (B). El consumo de cobre fue de 1.170 mil toneladas en 2006, lo que representa un 48% del consumo total en los Estados Unidos. La industria de equipamientos eléctricos y electrónicos se encuentra en segundo lugar con un 21%. El precio de la tonelada de cobre venía subiendo de forma más o menos constante hasta el año 2002, que pasó de US\$ 1.671 hasta US\$ 6.939 la tonelada en 2006.

2.2.5 Yeso

El yeso es un material muy utilizado en los Estados Unidos y en Europa. Al igual que otros materiales, su producción se ha disparado desde los años 1950 y en el año 2006 alcanzó 125 millones de toneladas. De este total, los Estados Unidos son responsables de casi el 25% de la producción mundial, con una producción de 30 millones de toneladas, como se puede ver en el gráfico 2.6 (A). Sucede lo mismo con el precio del yeso en el mercado. A partir de 1975 su precio aumenta de una manera considerable, así como el de los otros materiales. La producción del yeso es controlada casi exclusivamente, por la industria de la construcción, como observamos en el gráfico 2.6 (B).

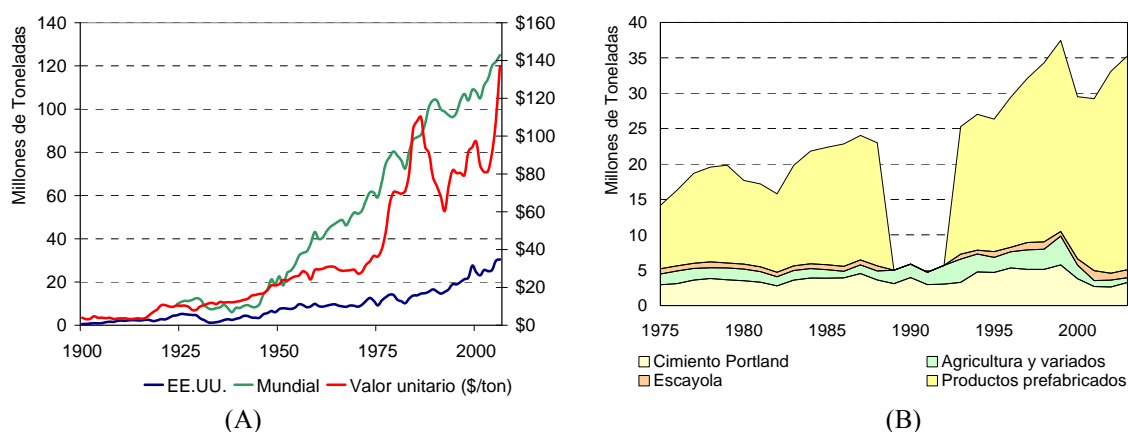


Gráfico 2.6 – (A) Producción de yeso con su respectivo precio desde 1900-2006; y (B) sectores industriales de destino del yeso utilizado en los Estados Unidos⁸. (USGS, 2006)

De hecho la agricultura consumía un 13% en 1993. Sin embargo, la participación de la agricultura en el reparto de la producción del mercado del yeso viene

⁸ Los valores de los años 1989-1992 no se encuentran disponibles, porque las empresas no estaban interesadas en revelar los datos de las producciones.

disminuyendo a lo largo de los últimos años. En 2003, la utilización del yeso por parte de la agricultura únicamente fue de un 2%. El consumo más elevado es sin duda para la fabricación de productos prefabricados, en particular, para placas de yeso laminado, con un 85% del consumo total del yeso en los Estados Unidos en 2003. El segundo destino del yeso se sitúa en la industria de la fabricación del cemento Portland, con aproximadamente un 10%.

2.2.6 Zinc

El zinc es un metal que es poco abundante en la corteza terrestre y, según USGS, (2008), posee una reserva identificada de 1900 millones de toneladas y una reserva base de 480 millones de toneladas. Sin embargo, las reservas económicamente viables son de 180 millones de toneladas. En el año 2006, el 55% de la producción de zinc en los Estados Unidos era de segunda fusión. La producción mundial fue de 10 millones de toneladas en el mismo año, como se puede ver en el gráfico 2.7 (A). Por lo tanto, se puede comprobar, que este metal se volverá cada vez más escaso, ya que las reservas económicamente viables son pocas. Lo que se revela en el precio del metal. Sólo en el siglo XXI el precio se multiplicó por 4 y en el año 2006 el valor fue de 3500 dólares por tonelada. El zinc se utiliza principalmente en aleaciones y galvanización, de manera que la galvanización corresponde a más de la mitad de la utilización final del zinc en EE.UU., como muestra el gráfico 2.7 (B).

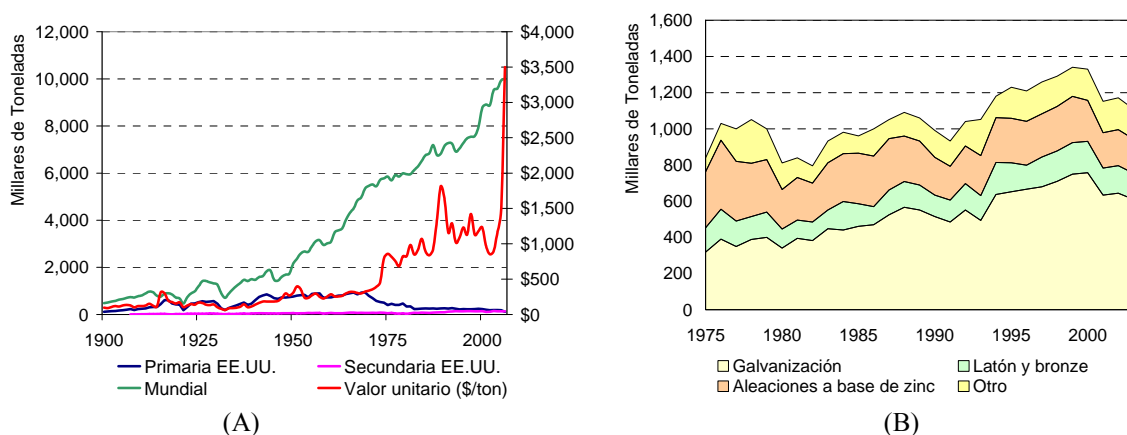


Gráfico 2.7 – (A) Producción de zinc con su respectivo precio desde 1900-2006; y (B) sectores industriales de destino del zinc utilizado en los Estados Unidos. (USGS, 2006)

2.2.7 Áridos

Los áridos son los materiales más utilizados en el mundo. En los Estados Unidos, la producción de áridos fue de 58 millones de toneladas en 1900. En el año

2006 ya se situaba en 2.3 mil millones de toneladas (gráfico 2.8). De todo el árido natural producido en el siglo XX, más del 50% fue extraído en los últimos 25 años (Tepordei, 1999). Sólo en los Estados Unidos se extrajeron 3.000 millones de toneladas de áridos gruesos y finos. Se encuentran disponibles en casi todos los lugares del planeta, lo que hace que su precio sea muy bajo. El valor de los áridos gruesos fue de 8 dólares la tonelada en Estados Unidos, mientras que el de los áridos finos se situó alrededor de 5 dólares la tonelada. El Reino Unido consumió 240 millones de toneladas de áridos finos y gruesos en el 1992; mucho de este consumo viene de las canteras y de los dragados de los ríos. Del consumo en el Reino Unido, un 25% corresponde a la demanda para nuevas construcciones (Khalaf y DeVenny, 2004).

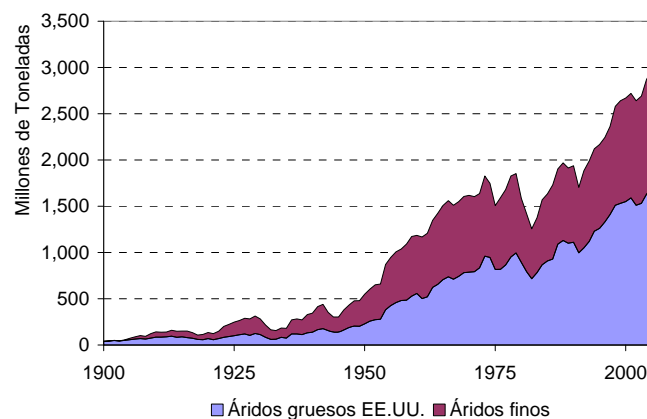


Gráfico 2.8 – Producción de áridos gruesos y finos en los Estados Unidos entre 1900-2006. (USGS, 2006)

Los datos presentados hasta el momento, son necesarios para entender la cantidad del flujo de materiales utilizados por los segmentos industriales y en consecuencia por la construcción de edificios; así como de los precios establecidos actualmente en el mercado. Sin embargo, todo el proceso de transformación de los metales en productos para la construcción de edificios genera residuos, así como la propia actividad de la construcción.

2.3 Entropía y exergía

La regla general de la economía mecanicista o economía clásica se basa en que todo es reversible. Nicolás Sadi Carnot desarrolló el concepto de la termodinámica a partir de la eficiencia del motor a vapor, que tiene implicaciones en la energía y en los materiales. En el sistema que vivimos, sólo disponemos de dos tipos de energía: energía disponible o buena energía, y energía no disponible, que no puede ser transformada en

el primer tipo de energía. Esto se debe al hecho de los dos primeros principios de la termodinámica. El primer principio se refiere a la conservación de la energía y de la masa; y el segundo trata sobre la entropía. Según afirman Georgescu-Roegen (1975); Jiménez (2008) y muchos otros autores, la naturaleza se regula por las leyes de la termodinámica. La primera ley dice que toda energía utilizada en un determinado proceso se transforma en trabajo y en otro tipo de energía, es decir, la carga total de la energía es constante. Lo que cambian son los tipos de energía. Sin embargo, según (Georgescu-Roegen 1975 p. 97) “la ley no excluye la posibilidad de que una cantidad de trabajo sea transformada en calor y este calor a su vez, reconvertido en la cantidad inicial de trabajo.” Según esta ley, se podría convertir toda la energía en trabajo y después convertir todo el trabajo en energía nuevamente, lo que en realidad es imposible. El autor añade que “de no ser por esta ley, podríamos usar la energía de un trozo de carbón una y otra vez, transformándolo en calor, el calor en trabajo y el trabajo de nuevo en calor.”

Rudolph Clausius introdujo el concepto de la entropía en el siglo XIX siguiendo los fundamentos de Carnot. Según Ayres (1998) “si un sistema es aislado y cerrado, en el que no se cambia materia o energía con ningún otro sistema, su entropía aumenta a cada acción física o transformación que ocurra dentro del sistema. La entropía nunca puede decrecer en un sistema aislado o en el universo. Cuando el sistema aislado alcanza un estado de equilibrio interno, su entropía es máxima.” Dicho de otra forma, en un sistema aislado; la buena energía, o energía disponible, se transforma en otro tipo de energía, como por ejemplo en calor. También se sabe que no hay modo de producir trabajo en un sistema que no tenga una diferencia de temperatura, o sea, en un sistema que esté en desequilibrio. En definitiva, un sistema que tenga energía disponible, tiene una distribución desigual de dicha energía. Lo mismo se puede afirmar para la materia, ya que también se encuentra sometida a la segunda ley de la termodinámica.

Algunos autores afirman que el término entropía puede generar cierta confusión, porque cuando hablan de alta entropía, se refieren a poca energía disponible para realizar un trabajo; y baja entropía significa alta energía disponible. Ayres (1998), argumenta que el término exergía puede ser más apropiado, porque define la máxima capacidad de un sistema para realizar un trabajo en su entorno. Dicho de otra manera, cuando la exergía es alta, es decir, máxima capacidad de realizar un trabajo, la entropía es mínima. Sin embargo, cuando la exergía es baja, o sea, mínima capacidad de realizar

trabajo, la entropía es máxima. El contenido de exergía de una materia prima (*input*) es mucho mayor que el contenido de exergía de un residuo (*output*). La exergía actualmente utilizada se encuentra en los combustibles fósiles, porque todavía son accesibles y baratos. Sin embargo, la exergía solar es prácticamente ilimitada. Actualmente alrededor del 97% de la insolación global se desaprovecha. Ayres (1998) argumenta que los humanos utilizamos las reservas de combustibles fósiles que han incorporado la exergía de la radiación solar durante cientos de millones de años, y que consumimos estas reservas en una tasa más elevada que su reposición. Lo que preocupa no es el agotamiento de los recursos no renovables, sino que el consumo de estos recursos, afecten a la organización de los ciclos naturales. Los procesos de reciclado de algunos materiales de construcción posibilitan retrasar el aumento de la entropía de dichos materiales.

2.4 Arquitectura sostenible

Mediante lo visto en el capítulo anterior, queda claro que la arquitectura que se debe proyectar debería respetar el medio ambiente; ya que con la arquitectura actual, los recursos se agotarán rápidamente. La población mundial crece a una baja tasa, sin embargo, como la población es muy elevada, existe un aumento considerable en el número de personas. El consumo acompaña a la crecida de la población, y por lo tanto al agotamiento de los recursos y al aumento de los residuos. Guy y Moore (2007) afirman que, “tres décadas de debates sobre arquitectura sostenible y la búsqueda de alguna forma de consenso para una mejor practica ambiental universal parece haber fracasado”.

Los intentos de una construcción sostenible provienen de los años 70, cuando hubo la primera crisis mundial del petróleo, lo que provocó una escasez de este recurso energético ampliamente utilizado (Bachmann, 2007). El tema de la energía se encuentra muy desarrollado, particularmente en los rascacielos, ya que son los edificios que consumen más energía. Sin embargo, algunos autores tienen una idea errónea sobre el consumo de energía de algunos materiales de construcción. Un ejemplo, es un trabajo llamado *Research information, design the green skyscraper* (1998), en el que los autores afirman que las estructuras de hormigón armado de los edificios tienen la misma energía incorporada que una estructura similar en acero de primera fusión. Por otra

parte, Peyroteo et al (2007) analiza la energía incorporada de una misma estructura con hormigón armado y su correspondiente en acero primario. Los resultados son muy distintos para ambos ejemplos. Los autores hicieron una base de datos de los valores de energía incorporada, además de valores del consumo de agua, dióxido de carbono, SO₂ y NO_x. Los resultados demuestran que, para una misma estructura calculada en hormigón y en acero, la diferencia de energía incorporada es de 21GJ, de forma que la estructura de hormigón consume 6GJ y la de acero primario 27GJ. El agua consumida en la estructura de acero es de 6,2 veces mayor; y las emisiones de CO₂ del hormigón corresponden a un 88% menos que la estructura realizada con acero de primera fusión.

La propiedad más importante del acero en términos ambientales es indudablemente el reciclaje, ya que se puede reciclar casi que indefinidamente. Sin embargo, los autores del *Research Information* (1998) afirman que la estructura de hormigón reciclado sólo se puede utilizar en aplicaciones menores, como por ejemplo en pavimentos; y que el hormigón reciclado no se puede utilizar en aplicaciones estructurales nuevamente. Por otra parte, muchas publicaciones, relatan los experimentos realizados en laboratorio con diversas proporciones de áridos de hormigón reciclado en la composición de nuevos hormigones. Actualmente se tienen noticias de edificios elaborados en su totalidad con hormigones con áridos reciclados. En este sentido es oportuna la afirmación de Garrido (2006), ya que hace una crítica a la publicidad que se hace alrededor de la arquitectura sostenible. De hecho la publicidad de los materiales de construcción, clasifica a todos como si fueran ecológicos o respetuosos con el medio ambiente, y con la posibilidad de ser reciclados. También está claro, que el simple acto de utilizar materiales reciclados no garantiza una arquitectura sostenible, pues la energía necesaria para el reciclaje y el transporte se basa en recursos no renovables.

Únicamente el control energético de los edificios, no permite alcanzar la sostenibilidad. La energía necesaria para el funcionamiento de un edificio es la que más recursos consume durante todo el ciclo de vida de un edificio. Sin embargo, Thormark (2007) relata que para los edificios de bajo consumo de energía (*low energy*), la producción y transporte de los materiales es responsable de un 50 – 60% del total de la energía utilizada para todo el edificio durante 50 años de vida de servicio. El autor presenta tres edificios de bajo consumo de energía en Suecia, y calcula el porcentaje de reciclaje de cada uno de ellos, que en estos casos es del 35%. Actuando sólo en una

parte de la vida útil del edificio no se garantiza que sea sostenible. A medida que se reduce el porcentaje de la energía operacional, aumenta el porcentaje de la energía necesaria para transformar las materias primas en materiales de construcción, aunque la energía total del sistema sea menor. De esta manera hay que promover mecanismos a favor del cierre del ciclo de los materiales, como la reutilización, el reciclaje, además de las energías renovables utilizadas en todos los procesos industriales y en el propio edificio. La contaminación del agua es otro factor importante. La construcción tiene parte de implicación, ya que los procesos de fabricación de los materiales de construcción generan muchos tipos de residuos que contaminan el agua, además de consumir más agua de la necesaria.

Lo que se percibe en la mayoría de los edificios es una preocupación de los arquitectos, principalmente en la energía utilizada durante la fase de utilización y dejando de lado otras cuestiones igualmente importantes como el ahorro de los recursos energéticos y de los materiales. Se debe ahorrar energía y recursos materiales en todas las fases del proyecto de un edificio, empezando por la limitación en la utilización de materiales vírgenes no renovables. De esta manera se limitan las extracciones de muchas materias primas de la corteza terrestre. La expresión “extracción” de los minerales es un eufemismo, para describir el agotamiento de los recursos naturales, la destrucción del ecosistema y la capacidad de regeneración de la naturaleza.

Según *Conseil International du Batiment – CIB* (1999), una organización internacional de investigación de la construcción; el sector de la construcción en Europa demanda un 40% de la energía total producida y sólo este sector genera un 40% de todos los residuos producidos por este continente. Además, este sector es el que más contribuye con el PIB y emplea más de 25 millones de trabajadores, entre empleos directos e indirectos.

La interpretación de la construcción sostenible ha cambiado a lo largo de los años. En principio se trataba de reducir el consumo de materiales y de energía; encontrar los puntos débiles y disminuir el impacto global. Posteriormente, la cuestión se modificó hacia aspectos más técnicos, como optimizar la fabricación de productos y trabajar sobre los nuevos conceptos de la energía. Actualmente la situación se caracteriza por cuestiones no técnicas, como los aspectos de construcciones sostenibles económicas y sociales.

En la actualidad, la palabra de moda que califica a los edificios sostenibles es “verde”. El término “*green*” *building* o edificios “verdes” designa edificios, que tienen en consideración factores ambientales en sus fases de proyecto, construcción, utilización, mantenimiento y demolición. Según CIWMB (2000) los edificios “verdes” pueden reducir los costes de operación entre un 20 a un 75%, respecto a un edificio convencional. Esta variación depende de las estrategias adoptadas para cada edificio. Por otra parte, la importancia que se da a los materiales no es lo más destacado.

Según Kibert (2008), los edificios verdes ganaron importancia en Estados Unidos debido a tres factores. El primer factor es que las técnicas de construcción sostenibles proporcionan aspectos éticos y prácticos relacionados con el consumo de los recursos materiales y energéticos; así como los relacionados con los impactos ambientales producidos por estos edificios. Se analiza todo el ciclo de vida de la obra, con los flujos de los recursos materiales y energéticos de manera más eficiente que las construcciones convencionales, como por ejemplo, la reutilización y el reciclaje de los materiales, generación de energía por medio de recursos renovables y la reutilización del agua, entre otros. El segundo factor se relaciona con los costes de los edificios verdes. Kibert (2008) afirma, que los costes iniciales de los edificios verdes son más elevados, por tratarse de edificios que tienen un alto grado de dispositivos para controlar la iluminación, la ventilación, el acondicionamiento artificial, aparatos para almacenar el agua de la lluvia y tratar las aguas grises. Sin embargo, su amortización se puede reducir una vez que los costes del suministro de agua y de energía aumentan; y las reservas disminuyen, ya que son grandes fuentes de consumo en los edificios convencionales. El tercer punto se refiere a la salud de los ocupantes, con la utilización de materiales y componentes sin la presencia de compuestos orgánicos volátiles, con el dimensionado de equipamientos que posibiliten eliminar el exceso de humedad, como también la utilización de la radiación ultravioleta para eliminar las bacterias y el moho de los conductos de ventilación.

2.4.1 Las vertientes de la arquitectura sostenible

La sostenibilidad en la construcción se relaciona con los aspectos ambientales, socio-económicos y culturales. Como la construcción sostenible es una espiral y se conecta con diversos factores que no forman parte de la construcción convencional; no posee una definición muy precisa. De hecho, Guy y Farmer (2001) afirman que “el

concepto de los edificios verdes, es un construir social” (p. 140). Los autores comentan que como el concepto es muy amplio, dividen la arquitectura sostenible en seis categorías (eco-técnica, eco-céntrica, eco-estética, eco-cultural, eco-médica y eco-social). Cada categoría tiene un conjunto de ideas, utilizando determinadas tecnologías y formas de ver las edificaciones

La arquitectura denominada eco-técnica, tiene por objetivo la racionalidad técnica para que la ciencia pueda resolver los problemas ambientales actuales y futuros. Se preocupa más por las cuestiones globales, como el cambio climático y el calentamiento global. Los edificios son altamente tecnológicos, con la utilización de todo lo que permita disminuir los gastos de materiales y energía, tales como: utilización de placas fotovoltaicas, iluminación de alta eficiencia, fachadas con doble piel de vidrio, utilización eficiente del aire-condicionado, entre otros. Los arquitectos más expresivos de esta categoría son Norman Foster, Nicholas Grimshaw, Richard Rogers y Ken Yeang. Se muestran en la figura 2.2.



Figura 2.2 – Ejemplos de arquitectura eco-técnica (A) Oficina central Commerzbank, Foster + Partners www.skyscraperpicture.com; (B) rascacielos proyectado por Ken Yeang ecocity.wordpress.com/press-only (C) rascacielos proyectado por Rogers Stirk harbour + Partners. <http://www.skyscrapernews.com>

Poseen la convicción de que los avances tecnológicos minimizan los efectos negativos del desarrollo y que la única opción es industrializar cada vez más, para resolver la crisis ambiental. Priorizan la eficiencia de la energía en los edificios y creen que los impactos ambientales provocados por las construcciones son fruto de tecnologías poco eficientes. La arquitectura eco-céntrica es totalmente lo opuesto a la arquitectura eco-técnica.

Según Guy y Farmer (2001) el “discurso eco-céntrico combina la ciencia de la ecología con un estado ético bio-céntrico o eco-céntrico, que coloca las consideraciones morales sobre las cuestiones antropocéntricas para abarcar objetos no vivientes con sistemas ecológicos” (p. 142). En esta visión, el edificio es un organismo que se alimenta del ambiente, como un parásito. La idea es que cualquier elemento extraño puede desequilibrar la naturaleza. Por esta razón, los adeptos a esta corriente cuestionan en primer lugar la construcción del edificio, es decir, si es realmente necesario construir tal edificio. Una vez siendo necesaria su construcción, se centran en disminuir lo máximo posible la huella ecológica.



(A)



(B)

Figura 2.3 – Ejemplos de arquitectura eco-céntrica: viviendas auto-suficientes en Nuevo México realizadas por el arquitecto Mike Reynold (A) <http://energysmartideas.com> (B) <http://housewife.splinder.com>

Los materiales utilizados deben seguir los sistemas naturales; ser eficientes y cerrar los ciclos de los materiales, lo contrario a la construcción convencional, que utiliza procesos poco eficientes y ciclos abiertos de producción. “En términos de materiales de construcción, la preferencia son materiales naturales y renovables, como la tierra, madera y paja, combinada con la reducción del uso de materiales de construcción vírgenes a través de la reutilización y del reciclaje” (Guy y Moore, 2007, p. 143). Mike Reynold trabaja en esta línea de pensamiento con viviendas auto-suficientes, como muestra la figura 2.3.

La Eco-estética es ajena a las cuestiones de eficiencia y de la huella ecológica. El papel de la arquitectura es el de influenciar a través de un nuevo lenguaje arquitectónico que tiene como objetivo la naturaleza. El pensamiento del eco-estético refuta el racionalismo occidental. “La solución para la crisis ambiental requiere un cambio de los valores utilitarios para una visión en la que los valores estéticos y

sensuales tienen un papel predominante” (p. 143). Este cambio requiere que se redefina la cultura a partir de la responsabilidad ética, crear una arquitectura mundial para cambiar nuestra conciencia de la naturaleza, además de rehusar los formalismos de la arquitectura humanista. Priorizan las formas arquitectónicas sobre la funcionalidad del edificio. La figura 2.4 muestra a los arquitectos más característicos de esta categoría, como Frank Gehry, Santiago Calatrava y Arata Isozaki.

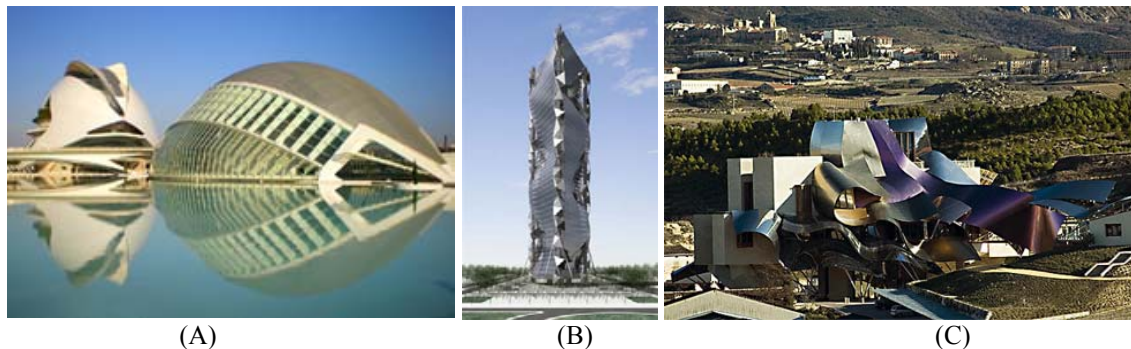


Figura 2.4 – Ejemplos de arquitectura eco-estética: (A) Ciudad de las artes y las ciencias, ideada por Santiago Calatrava (B) Edificio de oficinas de Arata Isozaki <http://www.arataisozaki.org> y (C) Bodega Marques del Riscal proyectada, en Álava por Gehry <http://www.ojodigital.com>

La arquitectura Eco-cultural se encuentra más orientada hacia las especificaciones de cada cultura. Afirman que la verdadera sostenibilidad está en el concepto del lugar, con un intento de oponerse a las deficiencias de los espacios modernos y del lenguaje de la arquitectura internacional. Intentan buscar la identidad del lugar con la conciencia ecológica. “La sostenibilidad significa vivir con las restricciones y posibilidades impuestas por estas características del lugar, y como estrategia de proyecto, el bioregionalismo extrae inspiración del enfoque de las construcciones indígenas o vernáculas” (Guy y Moore, 2007, p. 144). Las formas y funciones de estos edificios, se entienden de manera similar a como las personas pueden adaptarse y adaptar sus edificios en cada región, con su respectivo clima. Refutan la arquitectura universal y con demasiada tecnología, ya que no representan los valores culturales de una localidad. Incluso refutan el concepto de edificio verde, si este edificio no respeta el diseño de las construcciones de alrededor, aunque que sea técnicamente sostenible. Utilizan las técnicas de construcción tradicional, utilizan materiales de procedencia cercana al edificio; además de proyectar teniendo en cuenta los aspectos climáticos de cada lugar. Algunos arquitectos que buscan estos principios son Glenn Murcutt, Charles Correa y Hassan Fathy, como muestra la figura 2.5.

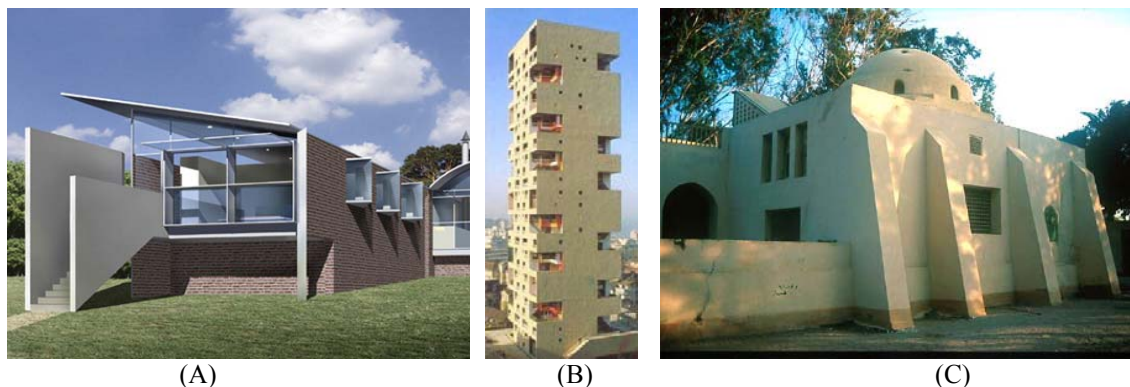


Figura 2.5 – Ejemplos de arquitectura eco-cultural: (A) obra de Glenn Murcutt <http://www.skyscrapercity.com> (B) Edificio de viviendas en Bombay de Charles <http://ac.silvaruiz.free.fr> y (C) vivienda diseñada por Hassan Fathy <http://www.egy.com>

La vertiente Eco-médica tiene una marcada preocupación social y humanista en relación a la sostenibilidad. Valora el pensamiento de un ambiente saludable y que la salud de las personas se encuentre condicionada al ambiente exterior, o sea, calidad del aire, agua y de los espacios urbanos. Otros aspectos como el estrés, y otras enfermedades ocasionadas por el impacto negativo que el ambiente construido tiene sobre la salud de las personas son abordados por esta categoría. Consideran que reducir la tecnología empleada en los edificios o en la sociedad no significa necesariamente disminuir el bienestar, al contrario, puede significar incluso el aumento de la calidad de la vida. Los adeptos ven el edificio como algo peligroso al ambiente, con sus productos químicos que pueden causar enfermedades a las personas. De hecho, se preocupan mucho del ambiente interior de las construcciones. En relación a los materiales utilizados en este tipo de construcción, no se utilizan materiales sintéticos que contengan contaminantes químicos; son preferibles materiales como la madera, pinturas orgánicas o con poco disolvente. Arquitectos pertenecientes a este enfoque pueden ser Gaia Group, como se observa en la figura 2.6.



Figura 2.6 – Ejemplos de arquitectura eco-médico: (A) vivienda unifamiliar (B) Edificio de viviendas <http://www.gaiaigroup.org>

La vertiente Eco-social explica que la crisis ecológica proviene de amplios factores sociales, y que la democracia es el punto de partida para una sociedad ecológica. El individualismo no forma parte de este contexto. La parte colectiva es la que conforma las acciones de la sociedad. Sólo de esta manera el ser humano puede experimentar la libertad y vivir en armonía con la naturaleza. Buscan una sociedad ecológica, en la cual se viva en comunidades menores, pero muy articuladas, auto-suficientes y que respetan las leyes de la ecología. La economía es local, con pocos bienes y con un nivel de tecnología moderado. Los edificios reflejan una imagen de la colectividad o de la comunidad sobre el individualismo para que las personas sean más conscientes del impacto ambiental. La tecnología utilizada se piensa para que las personas de la comunidad sepan utilizarla, al contrario de la alta tecnología, que es utilizada sólo por expertos. La idea es hacer edificios más flexibles para atender al número más elevado de personas posible; que utilicen materiales reciclados y locales. Ejemplos de esta arquitectura se pueden encontrar en los trabajos de Lucien Kroll, Ralph Erskine y Peter Hubner (figura 2.7).



(A)



(B)

Figura 2.7 – Ejemplos de arquitectura eco-social: (A) obra de Lucien Kroll <http://homeusers.brutele.be/kroll/index.html> y (B) Edificio de oficinas proyectado por Ralph Erskine <http://picasaweb.google.com/>

Respecto a los materiales reciclados, las vertientes eco-céntrica, eco-cultural y eco-médica poseen cada una, aspectos que favorecen el reciclado, y ambientes con materiales que favorecen una elevada calidad interior del aire. Los materiales y componentes constructivos reciclados tienden a seguir los ciclos naturales, son suministrados en escala regional cuando es posible y no suelen tener sustancias que disminuyan la calidad interior del aire.

2.5 El ciclo de vida de los materiales

Un producto que tiene alguna utilidad se denomina *material*, y cuando este material pierde su utilidad por alguna razón, se le llama *residuo*. El residuo normalmente se considera algo ruin, no agradable y muchas de las veces inevitable. El término *ciclo de vida* proviene de la naturaleza, en el cual los organismos vivos nacen, se desarrollan y mueren, por lo tanto el camino de un organismo y sus interacciones con el ambiente de su alrededor se denomina ciclo de vida. De manera similar a la naturaleza, los materiales de construcción también poseen un ciclo de vida que empieza en la extracción de la materia prima, pasa por la fabricación del producto final, para ser utilizado con una determinada función; y al final se descarta en un vertedero o se recoge para la elaboración de futuros productos. En este caso, el ciclo de vida de un material llega a su fin debido a algunos factores, tales como: vida física, funcional, tecnológica, económica y legal. Otro factor que puede poner fin al ciclo de vida de un material es la demolición o deconstrucción de un edificio, por motivos ajenos a la capacidad del material.

El Análisis del Ciclo de Vida (ACV o LCA en inglés) es un método adoptado para saber y cuantificar las interacciones, que la fabricación y el uso del producto final tienen con el medio ambiente. Un análisis del ciclo de vida completo de un producto es una tarea que requiere mucho trabajo, debido a las muchas interacciones existentes en todos los procesos involucrados en el producto final. En el caso específico de los materiales utilizados en la arquitectura, el análisis del ciclo de vida busca identificar las interacciones ambientales involucradas en la fabricación, utilización y desecho de dicho material; la energía utilizada para la fabricación y las emisiones de dióxido de carbono, los residuos liberados en el aire, agua y tierra, la acidificación del suelo y del agua entre otros factores.

Si los residuos resultantes de las etapas del ciclo de vida de un producto son compatibles con la capacidad del ambiente de absorberlos, no existe demasiado problema. Sin embargo, lo que se puede observar hoy en día, es que la generación de los residuos asociados a las emisiones de gases de efecto invernadero, resultantes de la energía no renovable utilizada para la fabricación de estos productos está muy por encima de la capacidad de absorción del planeta. Por esta razón, se deben localizar y cuantificar los elementos que causan los daños al medio ambiente a través del ACV. El

análisis del ciclo de vida se conoce como el “de la cuna a la tumba”; de la misma manera que en la naturaleza, se observa todo el proceso desde la creación hasta la eliminación del producto final en el cual tiene preferencia la reutilización y el reciclaje. Las definiciones, así como la elaboración del ACV se realizan siguiendo la normativa ISO 14040.

Los arquitectos, la mayoría de las veces, no elegimos un material por sus características ambientales a la hora utilizarlos en los proyectos. Normalmente son los aspectos como las prestaciones mecánicas y formales los que facilitan las elecciones. Sin embargo, los materiales de construcción poseen diferentes ciclos de vida en función de su origen y su utilización en los edificios. Young (2005), realiza una distinción entre el ciclo de vida del producto y del material. El ciclo de vida del producto se limita por su función, y en general se determina por el tiempo de servicio de un edificio. El ciclo de vida del material se determina por su estructura constituyente, que normalmente se degrada a lo largo de los reciclajes, como es el caso de la madera y de los plásticos. Por otra parte, los metales no se degradan, excepto cuando se produce la oxidación.

Como relata Young (2005), la madera está formada por células, los plásticos están hechos por moléculas y los metales están formados por sus correspondientes átomos. Sus respectivos orígenes, determinan en parte los ciclos de vida y la reciclabilidad de dichos materiales y elementos constructivos. El machaqueo de la madera puede dañar las fibras, lo mismo ocurre con los plásticos reforzados con fibras, donde la trituración divide las fibras en trozos menores. En cambio, los metales no sufren este problema, ya que su naturaleza es distinta. Esta característica del metal, hace que su reciclaje pueda ser realizado más veces sin pérdidas significativas de sus prestaciones.

La durabilidad es una característica que influye enormemente en los ciclos de vida de los materiales. Materiales o elementos constructivos que no poseen ningún tipo de protección frente a la intemperie o agentes atmosféricos, tienen sus prestaciones afectadas y por consiguiente su durabilidad. Los elementos de madera, son atacados más fácilmente por organismos que se comen la propia madera; el hormigón armado se deteriora más rápidamente en presencia de cantidades elevadas de cloruro y humedad, los plásticos pueden sufrir un deterioro por los rayos ultravioleta o por el calor, y los metales se pueden oxidar y perder sus prestaciones en ambientes con cloruros o azufre.

La estructura del material, así como su función, determinará su durabilidad, con lo cual, la mejor manera de aumentar la durabilidad de un material es utilizándolo de manera que sus prestaciones sean adecuadas a su función. Como dice Young (2005), la clave no se encuentra directamente en el material en si, sino en como se utiliza el material de la manera más adecuada. Dicho de otra manera, una vivienda construida en su totalidad con madera, puede tener una durabilidad inferior a una vivienda formada totalmente con acero, si el material no se utiliza de manera adecuada, y si el diseño de la edificación no protege las piezas correctamente. Sin embargo, el aislamiento térmico de la vivienda de metal será muy inferior, puesto que el metal es un buen conductor del calor. Por lo tanto, hay que intentar aprovechar las mejores cualidades de los materiales.

2.6 Después del primer ciclo de vida

Las opciones existentes para cuando un determinado material o componente llega al final de su ciclo de vida o al final del ciclo de vida del edificio, son el vertedero, la incineración, el reciclaje y la reutilización. El vertedero es la peor alternativa para descartar dichos materiales, ya que se pierde la energía incorporada en ellos; además existe un gran potencial de contaminación para el suelo, el agua y el aire.

La directiva europea 99/31/CE que trata sobre los vertederos, los define como “un emplazamiento de eliminación de residuos que se destina al depósito de ellos, en la superficie o subterráneo”. La misma norma sitúa el vertido de residuos como la última alternativa “con el fin de no malgastar los recursos naturales y de economizar la utilización de los suelos”. La clasificación oficial de vertederos, distingue entre vertederos para residuos peligrosos, para residuos no peligrosos y para residuos inertes. La figura 2.8 muestra el vertedero controlado de una planta de reciclaje en Madrid.



Figura 2.8 – Vertedero controlado de la planta de reciclaje La Salmedina en Madrid (Álvarez, 2009)

Por otra parte, hay dos clasificaciones genéricas de vertederos, como son los vertederos oficiales y los clandestinos. La revista Recupera (2010) afirma que España tiene el mayor número de vertederos ilegales de toda Europa. Los vertederos ilegales dificultan la correcta eliminación de los residuos al no tener ningún control del sitio donde se encuentran, ni de los materiales que son eliminados, por lo tanto no cumplen con ningún aspecto medioambiental. Además, los vertederos clandestinos dificultan más la obtención de resultados positivos por parte de las autoridades, ya que obstaculizan la competitividad con los vertederos oficiales. El perjuicio puede llegar hasta los recicladores de productos de la construcción, por las facilidades financieras propiciadas por los vertederos ilegales (Almanzor, 2010)⁹.

Otros aspectos negativos de los vertederos ilegales pueden ser la contaminación ambiental que se produciría en el agua, el aire y el suelo; los posibles incendios de neumáticos y plásticos, así como también la posible proliferación de enfermedades cerca de estos vertederos. Tratamientos de diversos tipos se exigen a los vertederos con el fin de evitar lo máximo posible las contaminaciones ambientales. Algunos de ellos se basan en tratar las aguas contaminadas y los lixiviados, crear sistemas de drenaje y de impermeabilización (99/31/CE). Además de la pérdida de recursos, es evidente que lo complicado es intervenir en la última escala de los productos, y la inversión necesaria para hacer estos tipos de tratamientos. Por estas razones, el vertedero no es una buena opción para el destino final de los materiales que no cumplen sus funciones en la edificación.

La combustión es una manera de recuperar una parte de la energía contenida en determinados materiales, a través de una combustión controlada, como puede ocurrir con los plásticos. El método tiene que separar materiales combustibles de incombustibles, y la combustión se debe realizar de manera que no genere grandes cantidades de gases o residuos tóxicos. La energía recuperada por estos residuos no posee mucha eficiencia, si hay mucha humedad que deba ser eliminada durante el proceso (Ashby, 2009). La eficiencia de recuperación de la combustión es del 50% como mucho, y para la generación de electricidad su eficiencia baja hasta el 35%.

⁹ Entrevista realizada a Laura Almanzor, de la Gestora de Runes de Catalunya, el 21 de mayo de 2010, durante una visita técnica a una planta de reciclaje de materiales de construcción y demolición.

La prioridad se centra sin duda, en la reducción de la utilización de la materia prima, para ahorrar recursos materiales y energéticos. A continuación, las opciones deseables serían, la reutilización de materiales y componentes, seguida de su reciclaje. La reutilización de materiales, componentes y elementos de edificios abre toda una nueva posibilidad para la arquitectura. Además de los materiales de construcción tradicionales, otros materiales se pueden incorporar en esta nueva arquitectura, que antes se consideraban residuos; como por ejemplo trozos de asfalto, moquetas, maderas diversas, bitones de aceite, vidrios de coches y neumáticos, entre otros. La figura 2.9 ilustra las paredes de una vivienda realizadas con moquetas.

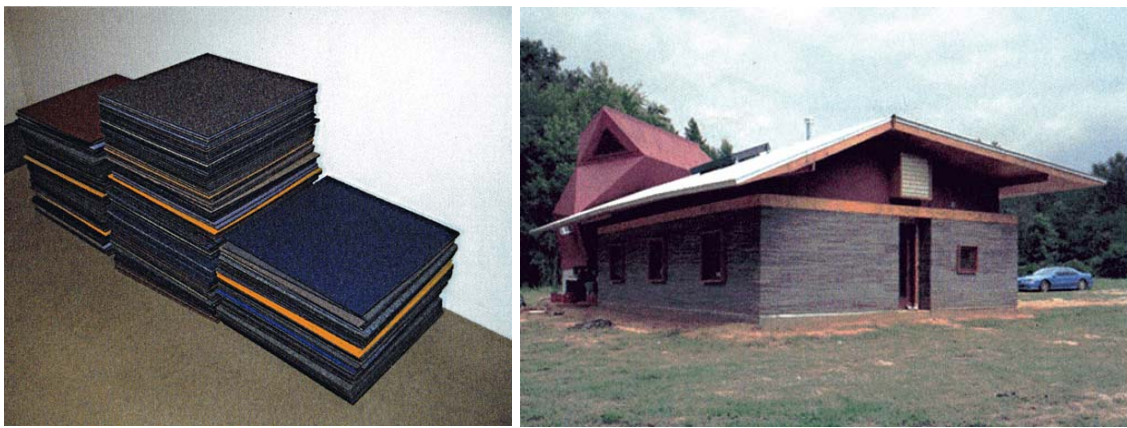


Figura 2.9 - Paredes de una vivienda realizadas con moquetas (Hinte et al, 2007).

Según Thornton Kay, en el libro de Addis (2006), la proporción de materiales, elementos y componentes recuperados ha disminuido en los últimos años, de manera que la proporción de materiales reutilizables que son reciclados y que son descartados en el vertedero es un 50% mayor que 10 años atrás. Sin embargo, la oferta de productos recuperados, principalmente en Internet, es muy grande y se consigue prácticamente de todo. Como por ejemplo, en las siguientes webs de Internet: “salvoweb.com”, de Londres o “bauteilnetz.de”, de Alemania.

El proceso de diseño de los edificios es diferente cuando se incorporan materiales y elementos reutilizados en la construcción. En primer lugar porque no hay un mercado claramente definido de componentes recuperados, y segundo porque el diseño y los detalles del edificio se determinan a partir de los componentes encontrados previamente (Addis, 2006).

Chini (2007) y Calkins (2009) diferencian los tipos de reciclaje en *downcycling*, *recycling* y *upcycling*. El término *downcycling* se refiere a aquellos productos provenientes de un reciclado que tienen su calidad, vida útil y valor económico

reducidos. El *recycling* se utiliza para aquellos productos que sufren un proceso de transformación, para posteriormente ser utilizados con propósitos semejantes, manteniendo sus propiedades del ciclo de vida anterior. El *upcycling* se refiere a aquellos productos que tienen su calidad, vida útil y valor económico aumentados. Además de algunos tipos de plásticos, los materiales de construcción normalmente sufren procesos de *downcycling*, una vez que sus aplicaciones futuras disminuyen, su calidad, vida útil o valor económico se reduce. (Calkins, 2009). Un ejemplo de *downcycling* son las estructuras de hormigón, que recicladas, normalmente servirán de áridos en la constitución de nuevos hormigones. Otro ejemplo de este tipo, es la madera que se tritura para utilizarse en los tableros de OSB (*oriented strand board*). Ejemplos de *recycling* pueden ser los metales; son productos que pueden ser reutilizados en aplicaciones semejantes que las utilizadas anteriormente. Como ejemplos de *upcycling*, tenemos las estructuras de madera, que son reutilizadas como muebles de artesanía, muebles convencionales o suelos de madera. Respecto al aumento de la calidad y vida útil de la madera, Goverse et al (2001) describe un método inicialmente hecho por Fraanje para aprovechar todo el potencial de la madera, llamado “efecto cascada”, que aumenta su vida útil cuando se utiliza en aplicaciones secuenciales para “minimizar la pérdida de calidad de los recursos en cada ciclo” (p. 65). El efecto cascada se presenta en la figura 2.10 y se refiere a la madera de pino utilizada en Holanda.

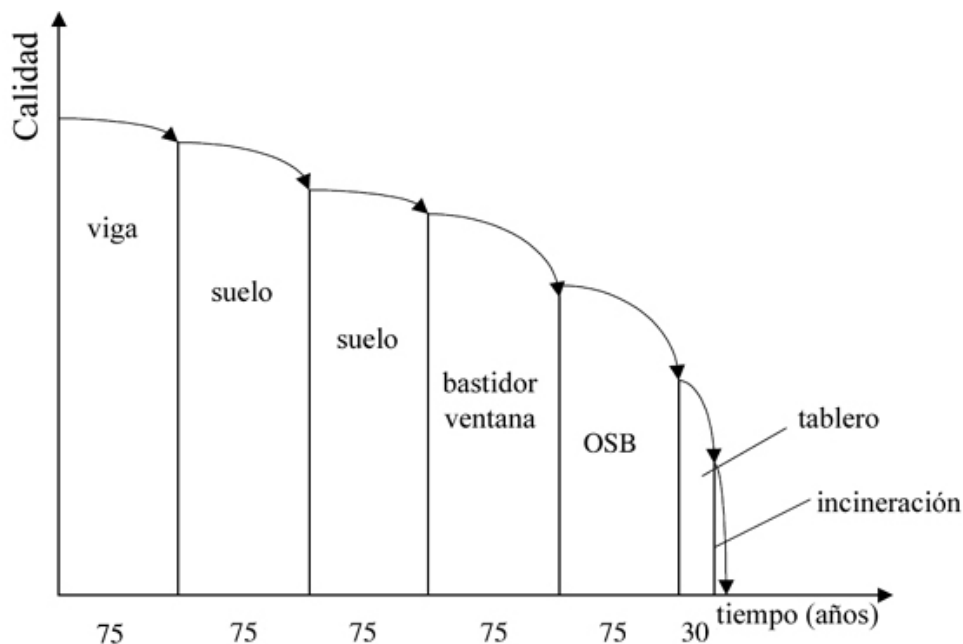


Figura 2.10 – Efecto cascada en el que se muestra el potencial de reutilización de la madera (Goverse, 2001)

La figura anterior muestra las posibilidades de utilización de la madera de pino, empezando por la estructura de madera que puede durar hasta 75 años. Tras este período, la madera de la estructura se puede utilizar como suelo, posteriormente como bastidor para las ventanas antes de ser tallada para formar tableros, y por último aprovecharla para la recuperación de energía. Todo esto demuestra el potencial de reutilización de la madera, que puede llegar hasta los 400 años en toda la cascada. Sin embargo, este efecto cascada no se utiliza demasiado, principalmente en los países en desarrollo. En estos países la madera muchas veces hace la función de encofrado para vigas y pilares, así como soporte para los forjados en muchas construcciones. Normalmente este tipo de estructura temporal se utiliza una o dos veces y después se destina a combustible (Mufuruki et al, 2007).

El contenido del material reciclado difiere mucho entre las familias de los materiales. La figura 2.11 muestra actualmente los porcentajes de contenido de reciclado en las familias de los metales, plásticos, cerámicos e híbridos. Se puede observar claramente que la familia de los metales posee los porcentajes de reciclado más elevados, lo que demuestra que los metales pueden mantener sus prestaciones tras varios ciclos de uso. Las demás familias poseen porcentajes de reciclado muy inferior a los porcentajes de los metales.

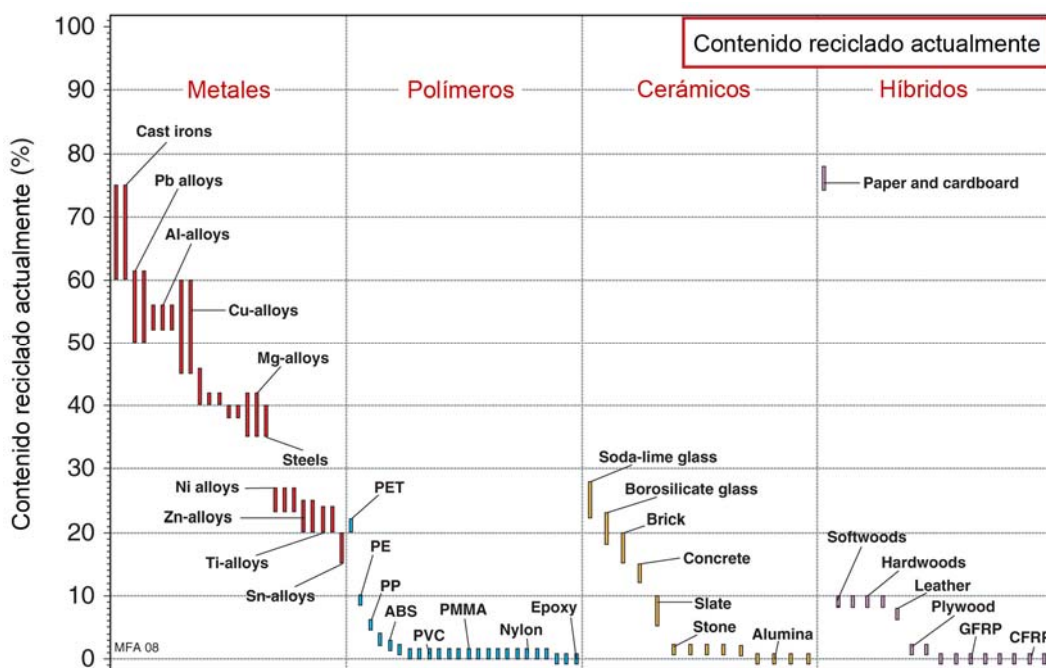


Figura 2.11 – Contenido actual de reciclado en algunos materiales (Ashby, 2009)

La familia de los productos cerámicos posee el segundo porcentaje más elevado y tiene en los vidrios sus valores máximos. Los vidrios sí que se pueden reciclar, pero como se puede ver, el hormigón y el ladrillo sufren un *downcycling*, una vez que se utilizan como áridos. A continuación se encuentran los híbridos, con valores muy elevados para el papel y el cartón. Sin embargo, las maderas y los materiales compuestos de mortero con fibras se sitúan muy abajo, con valores que no sobrepasan el 10% de contenido de reciclado. En este caso, la madera y los materiales compuestos de mortero con fibras también sufren un *downcycling*. La peor valoración de la tabla se observa en los polímeros, principalmente en el caso de los termoestables, ya que no se pueden reciclar mediante la fusión del material para formar un nuevo producto, porque se degradan en este proceso. Los polímeros de PET, polietileno y polipropileno poseen porcentajes más elevados, puesto que se pueden fundir para formar los mismos productos de nuevo.

Actualmente se están produciendo intentos para minimizar los efectos de los residuos resultantes de la actividad de la extracción de metales, a través de la incorporación de estos residuos en el hormigón. Algunas de las razones de estas iniciativas se basan en que no hay muchos lugares para verter grandes cantidades de residuos, y también para que las actividades de extracción sean más aceptadas por la sociedad actual.

2.6.1 Breve historia del reciclaje

El reciclaje no es un fenómeno nuevo. De hecho, el reciclaje es algo que la naturaleza realiza todo el tiempo, reciclando las plantas y los animales, convirtiéndolos en materia prima. La historia de la humanidad respecto a los residuos empezó 10.000A.C., cuando los humanos dejaron de ser nómadas y comenzaron a establecerse en un lugar determinado. De esta manera tuvieron que aprender a gestionar el residuo generado, ya que en las épocas nómadas depositaban los residuos y proseguían su camino. Los egipcios, romanos y griegos reutilizaban las grandes piedras trabajadas para cerramientos. En el año 500 A.C. el gobierno de Atenas crea el primer vertedero del mundo occidental y establece una ley por la cual los residuos deben ser depositados por lo menos a 1,5 kilómetros de los muros de la ciudad. Después del año 1031, los japoneses son los primeros en realizar el reciclaje de papel (CIWMB, 1997 y Abbis, 2006).

En el año 1348, la peste negra llega en Europa y se expande por este continente, favorecida por la basura que se encontraba en las calles y en los espacios abiertos. La basura era un ambiente propicio para las enfermedades transmitidas por las ratas, lo que ocasionó la muerte de centenares de miles de personas. En el año 1690 el proceso de fabricación del papel reciclado se introduce en los Estados Unidos. Este mismo país empezó a reciclar todo lo que era posible cuando se declaró la independencia respecto a Inglaterra. Los productos, básicamente eran chatarras de metales y cadenas viejas que se fundieron para la fabricación de armamento para la guerra contra Inglaterra. El ejército de la salvación se creó en Inglaterra en 1865, y empezó a recolectar y reciclar los bienes durables no deseados de la población. En 1874 se creó en Inglaterra el primer incinerador de residuos municipales (CIWMB, 1997).

La primera organización ambientalista fundada en 1892 en EE.UU. se llamó Sierra Club y todavía está en actividad. En 1897 se fundó en la ciudad de Nueva York una planta de separación de residuos. Años más tarde, en 1904 aparecen las primeras plantas de reciclaje de latas de aluminio en Chicago y en Cleveland. Chicago también inicia un programa de reciclaje que utiliza mano de obra de los presidiarios para recolectar y separar los residuos. A partir de la Primera Guerra Mundial se considera que empieza la escasez de recursos. De esta manera, el gobierno norteamericano inicia un programa de recuperación de residuos, llamado “Don’t Waste Waste – Save it – No desperdicio el desperdicio – sálvalo”. Esta iniciativa surgió para reciclar productos de todo tipo, desde papel, hasta agua y minerales (CIWMB, 1997).

La primera lata de bebida se fabricó en 1935. La masa de la lata era de 3 *ounces* (aproximadamente 85 gramos). Seis años después, la masa de la lata bajó hasta los 14 gramos. En la Segunda Guerra Mundial, así como en las guerras anteriores en las que Estados Unidos ha participado, surgieron los más ambiciosos esfuerzos de reciclaje de diversos productos. Una vez más, los esfuerzos se dirigieron a suministrar los recursos para la fabricación de armas. La campaña fue tan fuerte, que el lema que movilizó a millones de ciudadanos era el siguiente: “Con cualquier trocito de metal que tengas en tu vivienda ayudarás a las Potencias del Eje”. En 1965 se aprobó una ley en el Congreso Nacional de Estados Unidos, sobre como deshacerse de los residuos. A partir de este decreto, comenzaron las investigaciones sobre los problemas del destino final de los residuos.

La recogida de las latas de bebidas de aluminio ha pasado de 1.200 millones en 1972, a 62.000 millones en 1995, a través de programas de reciclaje. Las botellas PET (*polyethylene terephthalate*) fueron patentadas en 1973 y su reciclaje empezó en 1977. En 1995 la masa de botellas PET recicladas alcanzaba los 280 millones de toneladas. En 1975 se aprobó en Europa la directiva 75/442 relativa a los residuos; y en 1976 se aprobó en los Estados Unidos el decreto sobre la conservación y recuperación de los recursos que marcaba la ubicación controlada de los vertederos, priorizaba el reciclaje y la economía de energía. Rhode Island fue el primer Estado norteamericano en hacer una ley sobre el reciclaje de latas y botellas de aluminio, acero, vidrio, plástico y de periódicos en 1986. A partir de esta fecha, muchas iniciativas y leyes se aprobaron para desviar los residuos producidos por las personas desde el vertedero hasta los centros de reciclaje (CIWMB, 1997).

La reutilización y el reciclaje de los materiales de construcción posibilitan disminuir la cantidad de residuos generados por el hombre, prevenir la polución, reducir el área y la cantidad de material en los vertederos, así como en los incineradores y facilitar la creación de empresas de reciclaje. El reciclaje de los materiales es un tema clave para el cierre de los ciclos materiales, para disminuir los gastos energéticos y los daños al medio ambiente. En 1998, la cantidad de metales reciclados, era la mitad del suministro total en Estados Unidos si hablamos de masa y el 40% del total del mercado de metales en términos económicos (USGS, 2004).

Emery et al (2002) hacen una revisión del mercado de reciclaje de metales en el Reino Unido, de los precios establecidos en la década de 1990, y de la energía necesaria para reciclar los metales. De hecho, según el Instituto del Acero Reciclado (*Steel Recycling Institute*, SRI, 2006a), el acero utilizado en la construcción de edificios tuvo una tasa de recuperación de entre un 95-97,5% en los últimos 10 años, y el acero utilizado como armadura de las estructuras de hormigón tiene una tasa de reciclaje de un 65% en los Estados Unidos. Sin embargo, estas tasas se refieren al total de acero, lo que incluye el acero reciclado preconsumo y el post-consumo. En otra publicación del SRI (2006b), se diferencian estas tasas en relación a los métodos de fabricación del acero, y se puede ver que la recuperación del material post-consumo todavía es baja, con un 35% del acero recuperado. Cada tonelada de acero reciclado evita extraer 1240 kg de mineral de hierro, 700 kg de carbón y 60 kg de caliza en los Estados Unidos (2006c).

2.6.2 Residuos de construcción y demolición

El diccionario de la Real Academia Española en su 22ª edición define *desecho* como una “cosa que, por usada o por cualquier otra razón, no sirve a la persona para quien se hizo” y *residuo* como una “parte o porción que queda de un todo o aquello que resulta de la descomposición o destrucción de algo”.

El término *residuo* se puede definir como un material que no tiene ningún valor comercial o que no tienen ninguna utilidad. La utilización de residuos no es algo nuevo. El decreto 105/2008 del Ministerio de la Presidencia, que regula la producción y gestión de los residuos de construcción y demolición, **define residuo de construcción y demolición** como: “cualquier sustancia u objeto que, cumpliendo la definición de «Residuo» incluida en el artículo 3.a) de la Ley 10/1998, de 21 de abril, se genere en una obra de construcción o demolición.” (p. 7725). El mismo decreto clasifica **residuo inerte** como: residuo no peligroso que no experimenta transformaciones físicas, químicas o biológicas significativas, no es soluble ni combustible, (...) no es biodegradable, no afecta negativamente (...) al medio ambiente ni perjudica a la salud humana.” (p. 7725). La ley 10/1998 del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino que trata de los residuos define **residuos peligrosos** como “aquellos que figuren en la lista de residuos peligrosos, aprobada en el Real Decreto 952/1997, así como los recipientes y envases que los hayan contenido.” (p. 13373). La misma ley define **residuos no peligrosos** como los residuos que no están incluidos en la definición de residuos peligrosos. La figura 2.12 ilustra de una manera sencilla los tipos de residuos y definiciones de cada tipo.

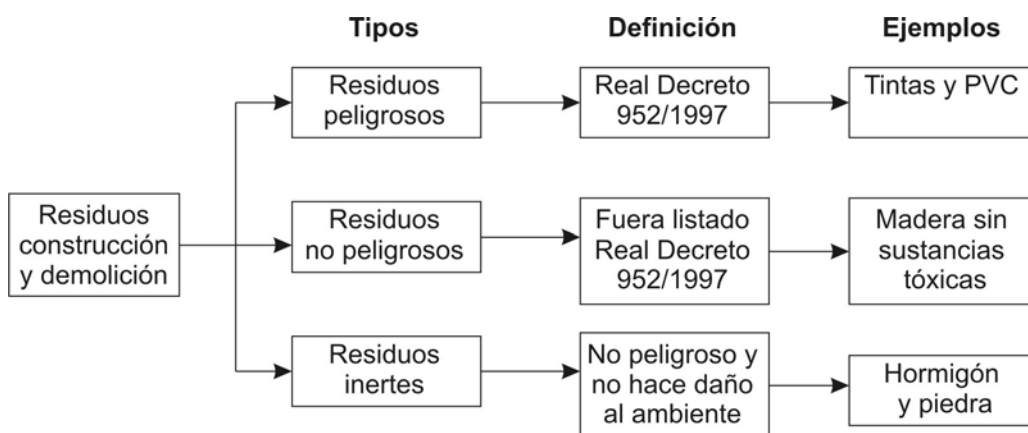


Figura 2.12 - Tipos, definiciones y ejemplos para cada categoría de residuos

Hansen (1992), afirma que ya se utilizaban ladrillos machacados en épocas anteriores a los romanos y que las primeras mezclas de ladrillos machacados con cemento Portland se realizaron en Alemania en 1860. Addis (2006) relata que los antiguos egipcios, griegos y romanos reutilizaban las piedras trabajadas anteriormente en otras edificaciones, ya que la fuerza de trabajo empleada para trasladar estas piedras era mucho menor que la necesaria para producir las mismas piedras en las canteras, que estaban a muchos kilómetros de distancia. Los romanos también reutilizaban y reciclaban el hierro, este metal se utilizaba en los edificios y en las armas de guerra. Pero la utilización moderna de los residuos de construcción y de demolición, empezó en Alemania inmediatamente después de la Segunda Guerra Mundial, a causa de las grandes cantidades de escombros de las ciudades arrasadas por la guerra. Para la reconstrucción de las ciudades, se utilizaron grandes cantidades de estos residuos (Khalaf y DeVenny, 2004).

Los residuos generados por la construcción de la Unión Europea se calculan en alrededor de 180 millones de toneladas por año. La producción es de 480 kg por persona y año, de forma que aproximadamente el 75% de los residuos de construcción y demolición (RCD) van hacia el vertedero. En Europa, los países que más reciclan los residuos de construcción y demolición son Dinamarca, Holanda y Bélgica, alrededor de un 80%. Por otra parte, países como Italia, España, Portugal y Grecia reciclan bastante menos RCD (Chandra, 2005). La reutilización y el reciclaje de los materiales de construcción a partir de 1950 es más difícil de realizar respecto a los materiales de construcción de los edificios anteriores, puesto que los sistemas utilizados y los materiales son más complejos (EPA, 2004).

La directiva del consejo 75/442/CEE, fue la primera norma de la Unión Europea sobre la política de los residuos, y establecía la jerarquía sobre su utilización. La preferencia se basa siempre en la minimización de los residuos, pasando por la reutilización, el reciclaje, la incineración con recuperación de energía y como última opción, el vertedero. La ley española 10/1998, relata que los residuos de construcción y demolición de obras pequeñas se consideran como residuos urbanos. Esta misma ley define el término “reutilización” como “el empleo de un producto usado para el mismo fin para el que fue diseñado originalmente” y define al producto “reciclado”, como “la transformación de los residuos dentro de un proceso de producción, para su fin inicial o para otros fines, incluido el compostaje y la biometanización, pero no la incineración

con recuperación de energía”. Los residuos de construcción y demolición incluyen los residuos de las nuevas construcciones, de renovaciones, de demoliciones y reconstrucciones de edificios, así como residuos de puentes, carreteras, y otras estructuras que no se clasifican como edificios, Chini (2007).

España presenta un aumento en las demoliciones o derribos de las viviendas libres desde el año 2002 hasta el año 2007. En 2002 se demolieron 23.530 viviendas y en 2007 este dato subió hasta 24.476 viviendas, según fuentes del Ministerio de la Vivienda (2008). El ministerio también ofrece estimaciones sobre los residuos generados por la construcción, reforma, demolición total o parcial de obras; que se presentan en la tabla 2.4.

Se puede comprobar que la cantidad de residuos generados por la demolición por metro cuadrado, es casi 10 veces mayor que los residuos generados por las nuevas edificaciones.

Tabla 2.4 - Estimaciones de los residuos de construcción y demolición de los edificios, generados al año en España (Ministerio de Medio Ambiente – PNRCDD, 2006).

Tipo de construcción	RCD producido por m² de edificación
Obras de edificios nuevos	120,0 kg/m ² construido
Obras de rehabilitación	338,7 kg/m ² rehabilitado
Obras de demolición total	1.129,0 kg/m ² demolido
Obras de demolición parcial	903,2 kg/m ² demolido

En el año 2005 se generaron 25,4 millones toneladas de residuos entre construcción, rehabilitación y demolición de viviendas, comerciales e industriales. Si sumamos las obras sin licencia y las obras civiles, se llega a un valor de 34,8 millones de toneladas. La construcción de obra nueva corresponde a más de la mitad de todos los residuos generados en los edificios, con 14,1 millones toneladas. La demolición total se sitúa en casi 8 millones de toneladas (PNRCDD, 2006). La tabla 2.5 muestra los residuos totales, distribuidos por comunidades autónomas de España.

En la tabla se comprueba que los residuos de construcción y demolición en España han aumentado progresivamente, y que en casi todas las comunidades autónomas se han aumentado las cantidades de este tipo de residuos. Cataluña la aumentó en más de un 70% entre 2001-2005, mientras que La Rioja aumentó sus residuos en un 170%.

Tabla 2.5 - Generación de RCD en toneladas de España, por CC.AA. entre los años 2001-2005
(Ministerio de Medio Ambiente – PNRCD, 2006).

Comunidad Autónoma	2001	2002	2003	2004	2005
Andalucía	3.967.325	4.282.814	5.108.197	4.975.377	5.676.631
Aragón	834.389	863.833	878.548	977.159	1.243.264
Asturias	622.644	503.718	531.605	550.861	507.449
Baleares	764.734	447.627	554.286	647.755	624.919
Canarias	1.040.136	905.360	916.984	845.741	987.077
Cantabria	313.667	346.110	338.472	407.908	523.735
Castilla - La Mancha	1.692.880	1.725.011	2.200.492	2.780.939	3.152.178
Castilla y León	847.984	776.688	991.979	1.014.712	1.151.025
Cataluña	3.849.169	3.902.310	5.269.842	6.605.289	6.696.756
Comunidad Valenciana	3.317.168	3.478.278	3.940.082	4.329.468	4.695.185
Extremadura	403.727	471.290	417.801	483.612	575.564
Galicia	1.502.978	1.434.785	1.424.044	1.955.285	2.141.376
Madrid	2.514.038	2.605.870	2.621.149	2.647.511	3.439.181
Murcia	1.037.520	1.104.353	1.301.214	1.498.190	1.465.630
Navarra	221.758	273.077	295.891	387.039	321.721
País Vasco	1.124.044	621.181	822.472	1.031.423	1.187.941
Rioja (La)	156.431	232.564	203.541	455.115	418.787
Ceuta	0	0	0	0	10.885
Melilla	0	0	0	0	26.017
Total Nacional	24.210.592	23.974.868	27.816.601	31.593.383	34.845.320

En el año 2000, los residuos de construcción y demolición relativos a los edificios en Estados Unidos, se estimaron por Chini, con un valor alrededor de 143 millones de toneladas. El autor, establece un reparto de los residuos por tipo de construcción (residencial o no-residencial); y por intervención (construcción, renovación o demolición) como se puede ver en la tabla 2.6.

Tabla 2.6 - Estimaciones de los residuos de construcción y demolición de los edificios, generados en el año 2000 en los Estados Unidos (Chini, 2007) Los datos están en millones de toneladas.

	Residencial	No-residencial	Total
Construcción	8,8 (14%)	6,0 (17%)	14,8 (10%)
Renovación	34,5 (56%)	30,2 (37%)	64,7 (45%)
Demolición	17,9 (30%)	45,9 (56%)	63,8 (45%)
Total	61,2 (43%)	82,1 (57%)	143,3

Por otra parte, las aproximaciones realizadas son muy generales, ya que se calculan a partir de los edificios construidos o demolidos, y por la cantidad de residuos que estos edificios pueden generar por metro cuadrado. Según las mismas estimaciones, Sandler (2003), afirma que el hormigón, la madera y el cartón-yeso son responsables de un 65-95% del total de los residuos de construcción y demolición en los Estados Unidos. De este total, el hormigón es responsable de un 40-50% de la masa total de los residuos. Datos recogidos por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos – U.S. EPA – (1998), demuestran que entre un 35-45% de todos los residuos de

construcción y demolición de los edificios, fueron a parar a los vertederos en 1996, y que los materiales más recogidos y reciclados fueron el hormigón, el asfalto, los metales y la madera.

En el Reino Unido se generaron 60,7 millones de toneladas de residuos en la extracción y fabricación de productos por la industria de la construcción en el año 1998. Este dato corresponde a 40% del total de residuos. El 60% restante proviene de actividades derivadas de la construcción y demolición, con un total de 150 millones de toneladas. Del 40% de los residuos de fabricación, un 97% de ellos corresponde a la actividad de extracción de piedras y otros productos. En el año 2002, los RC&D representaban un 33% del total de residuos generados por el Reino Unido (BeAware, 2006). Según Defra (2006), los residuos de construcción y demolición fueron de 91 millones de toneladas en 2003. Entre los años de 1999 y 2003, la tasa de reciclaje ha pasado de un 36% a un 50%. Este aumento se debe a las políticas aplicadas en el Reino Unido, como por ejemplo, las tasas adicionales para los residuos que van hacia el vertedero, políticas de planeamiento para la extracción e impuestos para los áridos naturales.

El yeso representa otro gran ámbito dentro de los materiales de construcción. Según California Integrated Waste Managment Board – CIWMB – (2001), Estados Unidos produce alrededor de 15 millones de toneladas de cartón-yeso. Sólo en California, se estimaba que se utilizaron 1,8 millón de toneladas. De esta cantidad, más o menos un 12% de cartón-yeso se desperdicia en las nuevas construcciones, es decir, 200.000 toneladas de cartón-yeso

La misma publicación destaca que el reparto de los desechos totales de cartón-yeso en California se sitúan en: un 64% para la nueva construcción; un 14% para la demolición; un 12% para la industria y un 10 % para las obras de renovación. Townsend (2001) destaca que el cartón-yeso es el componente que genera más residuos entre los elementos de C&D, y que este material sólo se encuentra por debajo de la madera y el hormigón, cuando nos referimos a las masas de los residuos de las nuevas construcciones en los Estados Unidos.

Los precios establecidos por los depósitos controlados o por las plantas de reciclaje de los residuos de construcción y demolición, varían en función del grado de heterogeneidad de los materiales y de la masa de los residuos. Un ejemplo lo

encontramos en la planta de reciclaje Mac Insular, situada en Marbella. Las tarifas para los residuos de construcción y demolición son de 43,35€¹⁰ la tonelada para el año 2010, sin tener en cuenta el Impuesto sobre el Valor Añadido, que en este caso es del 8%. El valor de los residuos anteriormente citados, se establece para una densidad que varía entre 1,0-1,2 t/m³. Para otras densidades hay que se realizar un cálculo con un factor de corrección, como se muestra en la tabla 2.7.

Tabla 2.7 – Factores de corrección aplicados a las diferentes densidades de RCD (Mac Insular, 2011)¹¹

Densidad (t/m ³)	Factor de corrección (Fc)	Valor de los parámetros
$d_o < d_a$	$e^{2(d_a - d_o)}$	$d_a = 1,00 \text{ t/m}^3$
$d_a \leq d_o \leq d_b$	1	$d_b = 1,20 \text{ t/m}^3$
$d_o > d_b$	$e^{0,5(d_b - d_o)}$	$d_o = \text{densidad de carga}$

Los factores de corrección penalizan a los residuos mezclados con densidades menores de 1,00 t/m³, y disminuyen el valor de pago por tonelada para los residuos más densos que el valor de referencia. Por ejemplo, una carga de residuos mezclados que contenga 0,5 t/m³ tendrá un factor de corrección de 2,718, y el generador de los residuos pagará 117,83 €/t. Por otra parte, un cargamento de residuos que contenga 2,0 t/m³ tendrá un factor de corrección de 0,670 y el generador de los residuos pagará 29,04 €/t

Las tarifas para los residuos de construcción y demolición de la planta de reciclaje de Salmadena, localizada en Madrid, son de 14,50€¹² por metro cúbico en el año 2010, sin tener en cuenta el Impuesto sobre el Valor Añadido. La planta de reciclaje de RCD Novaprosa¹³, localizada en Salamanca, practica precios similares a la planta de Madrid, de manera que los residuos del hormigón, de ladrillos y cerámicos tienen una tarifa de 14,00€/m³.

La tasa que se pagaba por una tonelada de residuos sólidos de construcción o demolición en Inglaterra en el 2007, era de 24 libras (Defra, 2007). La tendencia ha sido la de aumentar las tasas en 8 libras hasta llegar a 48 libras en el 2011. Los áridos reciclados se venden a tarifas que se encuentran entre 3,00-6,00 €/Tn, que dependen de las dimensiones de los áridos y de la localización de la empresa. La empresa Salmadena

¹⁰ El precio se consultó en la página de Internet de la empresa <http://www.mac-insular.com/macInsular/web/admContenidosWeb.do?metodo=visualizarContenidos&idTipo=47>

¹¹ Consultado en la página de Internet de la empresa <http://www.mac-insular.com/macInsular/web/admContenidosWeb.do?metodo=visualizarContenidos&idTipo=47>

¹² El precio fue consultado en la página de la empresa http://salmedinatri.com/tarifas_2008.php

¹³ Consultado en la página de Internet de la empresa http://www.novaprosa.com/tarifas-rcds_48986.html

comercializa áridos reciclados de entre 0-120 mm, y sus precios varían entre 5,20-5,95 €/Tn. Otra planta de reciclaje localizada en Marbella¹⁴ comercializa áridos reciclados de entre 0-40 mm y sus precios varían entre 3,25-6,00 €/Tn.

Las industrias de los metales y del cemento, están empezando a capturar y almacenar el dióxido de carbono bajo el mar o el suelo. El lugar más aceptable para almacenar el CO₂ según Gielen y Moriguchi (2002), se encuentra entre 200-300km de la costa Este de este país, a una profundidad de 5km, con un coste estimado de entre 25-35€/ton de dióxido de carbono almacenado.

2.6.3 Elementos tóxicos

El desecho de los residuos de construcción y demolición en vertederos puede conllevar serios problemas de contaminación para el suelo, el aire y el agua. Las altas concentraciones de elementos tóxicos, los llamados metales pesados, presentes en muchos productos, como el PVC y las pinturas; así como los residuos industriales de muchos procesos de transformación de metales, pueden generar serios problemas medioambientales a largo plazo.

Conforme afirma Appenroth (2010), no existe una sustancia que sea siempre tóxica. Lo que hay que tener en cuenta son las concentraciones de las sustancias que afectan a las células de los sistemas vivos. Algunos iones, incluso son beneficiosos para el metabolismo de las células en bajas cantidades, pero resultan tóxicos para las mismas en grandes cantidades. Es decir, las sustancias sólo son tóxicas a partir de determinados umbrales, en los que los llamados micronutrientes para las células exceden de estos valores. Según Clemens (2006) y Duffus (2002), la principal entrada de sustancias tóxicas en los seres humanos se realiza a través de la ingesta de plantas contaminadas con altos grados de toxinas, siendo más preocupantes las concentraciones de arsénico, selenio, cadmio, mercurio y plomo, que no son necesarias para las plantas. Además, el autor afirma que las principales fuentes de contaminación de metales pesados en la atmosfera son la minería, la producción de los metales y la combustión de combustibles fósiles; mientras que el vertido de productos comerciales en el vertedero se sitúa entre las fuentes más contaminantes del suelo.

¹⁴ Consultado en la página de la empresa <http://www.centroambientalmarbella.com/tarifas2.htm>

Algunos efectos de la exposición a grandes cantidades de elementos tóxicos en las plantas son: la inhibición de la fotosíntesis, con la consecuente inhibición del crecimiento y decoloración de las hojas, desequilibrio del transporte del alimento y de las funciones vitales de la planta, como la nutrición celular (Clemens, 2006). En las personas, esta exposición, puede llegar a causar una serie de enfermedades, entre ellas algunos tipos de cáncer.

2.6.4 Ventajas y desventajas de la reutilización y del reciclaje

Existen diferencias cuando se proyecta un edificio con materiales totalmente nuevos, respecto a cuando se propone uno con materiales reutilizados. En el primer caso, los materiales se especifican después de la realización del proyecto por parte del arquitecto; los materiales y componentes se encuentran fácilmente en las proporciones requeridas. En el segundo caso, el proyecto se debe concebir a partir de los materiales recuperados y por lo tanto se deben conocer las características de los materiales que van a ser utilizados. Los edificios de gran superficie construida representan un reto añadido, debido a la cantidad y a la calidad de los materiales reutilizados necesarios, así como respecto a la viabilidad de su construcción. Un factor que limita la recuperación y la reutilización de los materiales y componentes, es que muchos edificios son demolidos, y por lo tanto los materiales se acumulan en montañas de escombros. La demolición se prefiere muchas veces porque es más rápida que los métodos de deconstrucción. Por otra parte, la reutilización y el reciclaje de los materiales posibilitarían reducir los costes que se pagan en los vertederos. En los últimos años, las tasas de los vertederos han aumentado para estimular las acciones de reutilización y reciclaje de los materiales de construcción. Según Dais (2006), el gobierno del Reino Unido cobra una tasa de 1,60 libras por cada tonelada de árido virgen, en un intento de sustituir gradualmente los áridos vírgenes por áridos reciclados.

La energía incorporada, así como las emisiones de dióxido de carbono equivalentes son más bajas en los materiales reutilizados y reciclados, respecto a los correspondientes materiales no renovables fabricados con recursos vírgenes. Las emisiones de CO₂ son la principal fuente de los gases de efecto invernadero que causan el calentamiento global. Estas emisiones son producto del tipo de energía utilizada en cada etapa del proceso de transformación de un material, que normalmente es eléctrica o calorífica. Según Lazarus (2002), la generación de electricidad a partir de los

combustibles fósiles tiene una eficiencia de un 30%, y la producción de calor tiene un 80%. Productos que necesitan de un gran aporte de electricidad, como el aluminio primario, generan muchas más emisiones de CO₂ debido a la baja eficiencia de la electricidad. En cambio, para el aluminio secundario se necesita menos aporte de energía, una vez que el proceso de separación del aluminio respecto a la alúmina ya se ha consolidado. El aporte de energía para el aluminio reutilizado es aún más bajo, puesto que la recuperación no requiere ningún proceso de transformación. En el caso del acero tan sólo se requiere de una adecuación, que puede ser un chorro de arena para eliminar la oxidación y un baño de zinc como protección.

En la actualidad, no es una tarea sencilla encontrar los componentes necesarios para que puedan ser reutilizados. Algunos materiales no se encuentran disponibles en los patios de componentes recuperados, porque se requiere de mucho espacio para su almacenaje y ya no poseen tanto valor añadido. Existen cuatro formas para encontrar productos y poder recuperarlos: in-situ, en dismantelaciones de una obra para la construcción de otra nueva, en los patios de componentes recuperados; y en edificios con algún grado de reforma o edificaciones que serán demolidas.

Un aspecto importante es conocer si el material o componente encontrado satisface los criterios mínimos establecidos por las normativas vigentes. En algunos casos, los análisis visuales pueden ser suficientes para ser seleccionados para una determinada función. Sin embargo, para aplicaciones estructurales u otras que requieran un elevado grado de desempeño, son necesarios ensayos más específicos. Los materiales para ser reutilizados como estructura, pasan por la verificación de sus secciones resistentes así como el tipo y el año de su fabricación. En el caso de la madera, hay que conocer el tipo, saber si hay fisuras muy profundas o la uniformidad de la pieza entre otras características. En el caso del acero se observan las secciones resistentes, el grado de corrosión de la pieza y la probable aleación contenida en el producto (Addis, 2006).

Un factor importante por el que se puede decidir si un componente será o no reutilizado, es el precio requerido para el grado de readecuación exigido (Lazarus, 2002). Piezas que necesitan mucho trabajo para su readecuación, también necesitarán más trabajadores, más tiempo para las reparaciones, como también más dinero empleado para el cumplimiento de las normativas. Además, el tiempo invertido en la búsqueda, análisis y adecuación de los componentes recuperados pueden retrasar los

plazos de entrega de la obra. Otro punto a tener en cuenta, es el almacenaje de los productos tras la compra. Los productos se pueden almacenar temporalmente en la obra que está en demolición, en los patios de las empresas de material recuperado o en la obra futura. A continuación se presentan algunos edificios que contienen materiales y componentes reciclados y/o reutilizados.

2.7 Arquitectura con materiales reutilizados y/o reciclados

Todavía son pocos los edificios contruidos total o parcialmente con materiales reutilizados, respecto al global de los edificios contruidos. No obstante, su número se va incrementando poco a poco principalmente en construcciones pequeñas. La reutilización de materiales de construcción en la arquitectura tiene distintas necesidades. Puede ser por una cuestión ecológica para preservar los recursos energéticos y materiales, o por una cuestión sobre la disponibilidad de los recursos materiales o financieros.

Las chabolas son un ejemplo muy antiguo sobre la reutilización de los materiales para la construcción de refugios, como las que se construyen hoy en los países en vías de desarrollo. Está claro que no cumplen las condiciones mínimas exigidas para sus usuarios, pero sin embargo, si se analizan desde el punto de vista de la reutilización, poseen altos índices de materiales recuperados. En definitiva, estos refugios se crean porque sus ocupantes no disponen de recursos financieros para la construcción de una vivienda digna.

En otro extremo, nos encontramos con las viviendas diseñadas y contruidas con materiales reutilizados y reciclados que cumplen las normativas y los estándares mínimos exigidos. Estas construcciones tienen el propósito de generar el menor impacto ambiental posible. En estos casos la conciencia ecológica es un motor del diseño, a pesar de que la construcción con materiales reutilizados o reciclados sea un poco más cara respecto a una construcción que utiliza materiales vírgenes. Los ejemplos de construcción con materiales reutilizados y reciclados de esta tesis se enfocan a este tipo de edificaciones.

2.7.1 Viviendas en Linköping: estructura de hormigón reutilizada

Europa tiene buenos ejemplos de edificios construidos con materiales reutilizados. Dos de estos ejemplos provienen de Suecia, y son dos edificios de viviendas para estudiantes en Linköping. El primer edificio fue construido en 1997 y el segundo en 2001. El primer edificio de viviendas obtuvo parte del material de dos edificios de viviendas construidos en el año 1960, como se puede ver en la figura 2.13. La estructura de hormigón armado se cortó y se utilizó como estructura para el nuevo edificio. Según Eklund et al (2003), los costes de mano de obra para la deconstrucción de los edificios antiguos aumentan los costes totales de la estructura en un 15%, respecto a las estructuras realizadas con materiales vírgenes. Los costes totales de las obras construidas parcialmente con materiales reutilizados fueron de un 10-15% más que el mismo edificio construido con materiales vírgenes.



Figura 2.13 – (a) Paneles de hormigón extraídos de uno de los edificios llegando a la obra y (b) construcción del edificio con elementos reutilizados (Eklund et al, 2003)

2.7.2 BedZED – South London, Inglaterra: varios materiales reciclados

El BedZED es quizás uno de los proyectos sostenibles más conocidos (se muestra en la figura 2.14). El arquitecto Bill Dunster es el autor de este proyecto que se localiza en Inglaterra. BedZED significa *Beddington Zero (Fossil) Energy Development* y comprende 82 viviendas que se finalizaron en el año 2002 (Lazarus, 2002). Varios materiales y componentes se recuperaron y reutilizaron para esta construcción. Se seleccionaron por su bajo impacto ambiental respecto a los materiales vírgenes no renovables, y fueron adquiridos en su mayoría de fuentes locales. El BedZED utilizó una mayor cantidad de material como aislante térmico, con el objetivo de disminuir la dependencia de la climatización artificial en las viviendas.



Figura 2.14– Vista general del BedZED (www.ecoconstruction.org)

Los valores generales de emisiones equivalentes de CO₂ alcanzados por este proyecto fueron de 675kg/m², mientras que una vivienda típica de Inglaterra registra valores entre 600-800kg/m². El valor registrado por BedZED se debe a las grandes cantidades de materiales utilizados; 3.404 toneladas de materiales reutilizados o reciclados, lo que corresponde a un 15% de la masa del total de los materiales utilizados en la construcción. Los ladrillos y bloques de hormigón utilizados en este proyecto se fabricaron con materiales vírgenes, debido a la gran cantidad requerida y también por su menor energía incorporada respecto a otros materiales.

La estructura principal de acero se realizó con vías de tren recuperadas, de almacenes de chatarra localizados a 55km de la ubicación de la obra (Gorgolewski et al, 2008). El 95% de todo el acero utilizado en la construcción se recuperó de demoliciones, con un total de 98 toneladas, figura 2.15 (a). Los proyectistas propusieron diferentes secciones de acero para ayudar a encontrar estos perfiles más fácilmente. Algunos perfiles de acero recuperados mantienen las chapas y agujeros de la utilización anterior en los ferrocarriles, como muestra la figura 2.15 (b). Las grandes luces se deben evitar cuando se trabaja con componentes reutilizados, ya que los elementos de acero de grandes dimensiones son más difíciles de encontrar. El 5% restante del acero fue de primera fusión, ya que no se quiso curvar el acero recuperado. Tras pasar por este

proceso de recuperación, el acero recuperado obtiene prácticamente el mismo precio que el acero de primera fusión.



Figura 2.15 – Materiales reutilizados (a) en la estructura de acero (Lazarus, 2002) y (b) perfiles con chapas y agujeros de la aplicación anterior como rieles en las vías (Gorgolewski et al, 2008)

Los cerramientos de los edificios tienen un alto porcentaje de madera recuperada. La estructura de las paredes internas está realizada con madera dura, hasta con un 90% de recuperación; y el revestimiento es de placas de cartón-yeso como se ve en la figura 2.16 (a). Cerca del 80% de la madera utilizada en el exterior proviene de bosques con la certificación FSC (*Forest Stewardship Council*). La madera también se utiliza en los marcos de las ventanas, sin embargo no es recuperada. Se puede obtener la madera reutilizada de empresas de recuperación o directamente de las obras de demolición. Lazarus (2002), cuantifica el ahorro utilizando madera recuperada con un valor de 3820€¹⁵, es decir, un 14% de ahorro respecto a la madera nueva con la certificación FSC.

Uno de los problemas de la madera recuperada es la presencia de clavos. Únicamente se seleccionaron y utilizaron maderas sin clavos en la obra. Sin embargo, la gran duda reside en la madera destinada a fines estructurales, como es el caso de la estructura del cerramiento exterior del BedZED. Las maderas seleccionadas tendrían que tener un valor mínimo de resistencia mecánica para su utilización, por este motivo se realizaron ensayos en el propio lugar de recuperación, para determinar su resistencia mecánica, antes de la compra de la madera. Comparando los costes, la madera

¹⁵ Valor del cambio: 1 euro = 0,8773 libras esterlinas. Valor del Banco Central Europeo del día 25/01/2010

recuperada para la utilización en el exterior tuvo un precio más elevado que la madera nueva certificada. La razón, es que los ensayos para la determinación de la resistencia mecánica y los eventuales tratamientos para aumentar la durabilidad de estas maderas han encarecido en 1950€ el precio respecto a la madera nueva, Lazarus (2002).

Por esta razón, se utilizó poca madera en los cerramientos exteriores. Además, los durmientes de las vías recuperados se utilizaron como balizas, figura 2.16 (b).

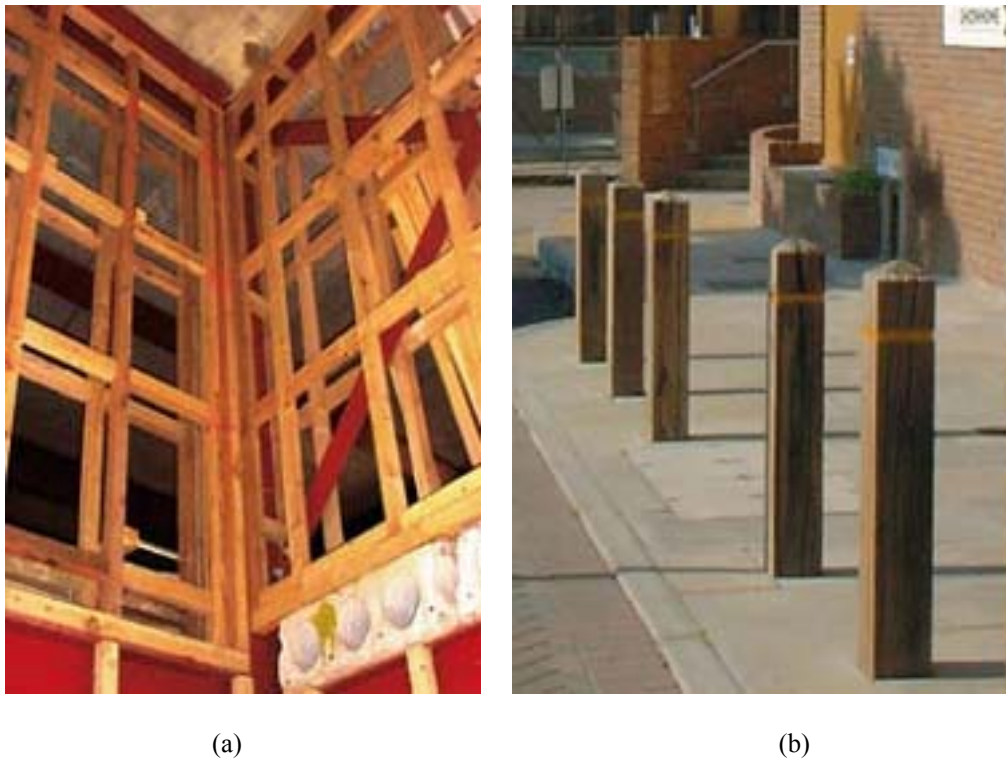


Figura 2.16– Materiales reutilizados (a) madera dura para los cerramientos interiores y (b) Durmientes con la función de balizas (Lazarus, 2002)

Algunas puertas de madera se reutilizaron, sin embargo su alto coste y su intensiva labor, como quitar la pintura y adecuar la puerta a las nuevas dimensiones, hace que se adquirieran puertas nuevas. Además, hay pocas puertas disponibles en las empresas de materiales reutilizados ya que no hay mucha demanda. Los diferentes modelos de puertas y las variaciones en la tonalidad de color, también son un factor negativo en los proyectos que demandan uniformidad. Al final, el control de calidad era muy complicado, y fue más económico y menos laborioso importar las puertas desde África del Sur, a recuperar las antiguas.

El aislamiento térmico de los cerramientos exteriores se realizó con lana de roca. Los autores del proyecto consideraron la utilización de materiales con bajo impacto

ambiental como el cáñamo o papel reciclado. Sin embargo, la lana de roca fue la solución tomada ya que el material introducido en la cavidad de las paredes no podía ser biodegradable ni ser susceptible a los ataques de insectos.

Los áridos reciclados también tuvieron su importancia en el proyecto; se utilizaron casi 1000 toneladas de este árido para la construcción de la base de las calles. Otras 280 toneladas de vidrio verde machacado se utilizó para remplazar una pequeña parte de la arena virgen utilizada en la base de las calles y aceras.

2.7.3 Edificio C. K. Choi – Canadá: madera, ladrillo y acero reutilizados

El edificio C. K. Choi se construyó para el Instituto de Investigación de Asia en la Universidad de British Columbia en Canadá, y data del año 1996 (figura 2.17). Se establecieron algunos retos para el proyecto, como la incorporación de un 50% de materiales reutilizados o reciclados, y un 50% de materiales reciclables. Se utilizaron materiales recuperados, tales como la madera, ladrillos, puertas, accesorios de baño, además de conductos eléctricos (Marques et al, 1999).



Figura 2.17 – Fachada principal del C.K. Choi (<http://clearenvironmental.wordpress.com/>)

Cerca de un 65% de la madera necesaria para la estructura fue reutilizada a partir de la recuperación de piezas de otro edificio demolido del campus de la universidad. Los ladrillos fueron recuperados de algunos edificios de la ciudad de Vancouver. El diseño del edificio tuvo que ser flexible, ya que no se sabía cuáles serían las características definitivas de los materiales hasta que se encontrara algo similar a lo especificado. Los arquitectos han buscado, en primer lugar, edificios que iban a ser demolidos, para verificar posibles materiales que podrían ser reutilizados. Después de este estudio, el próximo paso tras localizar estos materiales fue el de determinar sus

características, hacer ensayos y verificar su aceptación respecto a las normativas vigentes para ser aprobado. Este proceso puede generar retrasos en la obra, además es necesario disponer del tiempo para buscar estos materiales y negociar su precio. Afirma Marques et al (1999), que el 95% de los residuos de construcción de este edificio tuvieron otro destino distinto al vertedero.

Algunos materiales que podrían ser utilizados, como los áridos reciclados de hormigón o el vidrio machacado, no lo fueron porque en aquella época había más restricciones para su uso. Los áridos reciclados ya tenían un gran mercado como base para carreteras, sin embargo sus aplicaciones en la construcción de edificios todavía carecía de más información.

Este edificio contiene un 65% de madera recuperada, como se puede ver en la figura 2.18. El proceso para encontrar la madera adecuada para la estructura no fue tarea fácil. Primero había que encontrar piezas con unas determinadas dimensiones, luego un proceso para clasificar la madera junto con el ingeniero estructural y un clasificador especializado para la posterior compra y montaje. El acero recuperado se utilizó en las conexiones entre las piezas de madera, y el porcentaje de acero recuperado en la obra fue de un 75% Marques et al (1999).



Figura 2.18 – Vista interior mostrando la estructura de madera reutilizada (J. Winter: In Addis, 2006)

La mayoría de los cerramientos verticales están hechos con ladrillos 100% reutilizados. Fue necesario realizar pruebas, para asegurar la necesaria resistencia mecánica y durabilidad, así como la adherencia entre los ladrillos según las normativas vigentes. Las ventanas instaladas son de PVC virgen, sin embargo el fabricante se comprometió a recuperarlas tras la deconstrucción o derribo del edificio. Las cubiertas curvas son de acero, que poseen un 20% de material reciclado según el fabricante.

Los cerramientos interiores lo forman placas de cartón-yeso con un 18% de yeso reciclado, un 37% de papel reciclado en su núcleo, y los acabados exteriores de las placas son de papel 100% reciclado. El aislamiento térmico especificado se realizó partir de fibra de celulosa, con un aditivo retardante para el fuego y otros elementos químicos para inhibir los ataques de insectos y roedores. Los pasamanos y las barandillas se realizaron con aluminio 100% recuperado de un edificio demolido. Así como con los demás componentes, el trabajo necesario para la adecuación a las nuevas medidas es más elevado que si se hubieran utilizado componentes nuevos. Se tuvieron que comprar vidrios nuevos, para los sitios donde se hicieron modificaciones, por la utilización de barandillas recuperadas. Las baldosas cerámicas utilizadas en las paredes tienen un 70% de vidrio reciclado de la industria de automóviles y aproximadamente un 40% de los conductos eléctricos se reutilizaron en esta obra.

2.7.4 Edificio de la universidad de Toronto: reutilización de acero y madera

El edificio tiene una superficie de 4700m² y se proyectó para integrar los servicios para los estudiantes de la universidad de Toronto, Canadá (figura 2.19 (a)). Se construyó en 2004 y utilizó 16 toneladas de acero reutilizado (Gorgolewski et al, 2008). El proyecto se desarrolló teniendo en cuenta los principios del programa de puntos LEED, del *US Green Building*. Los principales materiales reutilizados fueron la madera y el acero. En primer lugar, los proyectistas intentaron encontrar los perfiles de acero a través de las empresas de demolición. Pero sin edificios con perspectivas de ser demolidos, la segunda opción fue buscar en los almacenes de componentes recuperados. Los perfiles encontrados no correspondían a las especificaciones establecidas en el proyecto. Un ala del Real Museo de Ontario estaba en proceso de demolición, por lo que se aprovechó esta situación para garantizar el material de relleno y los áridos reciclados para el hormigón. También se identificó y se obtuvo parte del acero necesario para la estructura del nuevo edificio, figura 2.19 (b).



(a)

(b)

Figura 2.19 – (a) Vista general del edificio (www.utsc.utoronto.ca), (b) las chapas y agujeros se mantuvieron intencionadamente en los perfiles de acero reutilizados para demostrar su uso original (Gorgolewski et al, 2008)

La universidad pagó los costes extras de deconstrucción y transporte de los componentes de acero. La identificación de las propiedades mecánicas de los perfiles utilizados en el museo no fue difícil, una vez que se tenían los planos originales del edificio. Los perfiles se transportaron hasta un fabricante, para su posterior limpieza con chorro de arena y la recuperación de la capa protectora de zinc con posterior acabado de pintura. Los perfiles se perforaron para que pudieran ser fijados con tornillos, a modo de posibilitar la deconstrucción para una posterior reutilización. Los costes de compra, transporte y recuperación de los perfiles de acero reutilizados fueron casi los mismos, si los comparamos con los correspondientes perfiles de acero primario (Gorgolewski et al, 2008).

2.7.5 Mason Bend – EE.UU: reutilización de madera y vidrio

Mason Bend es una comunidad formada aproximadamente por 100 personas divididas en 4 familias. Esta comunidad dispone de una pequeña capilla de forma que la base está construida con tapia. La estructura principal de la capilla del centro comunitario en Mason Bend – Estados Unidos, está realizada con madera reutilizada. La fachada de vidrio está formada a partir de las ventanas laterales de coches de la década de 1980. Una estructura esbelta de acero hace de conexión entre las ventanas de los coches y la

estructura principal de madera. Las ventanas, el acero y el aluminio se recogieron de una chatarrería local. La figura 2.20 ilustra los componentes reutilizados en la capilla.



Figura 2.20 – A la izquierda, el exterior del centro comunitario en Mason Bend, localizado en los Estados Unidos y realizado con materiales reutilizados. (<http://defyrules.files.wordpress.com>) y a la derecha una vista interior del edificio (<http://www.designspongeonline.com>)

2.7.6 Edificios con contenedores marítimos - Londres

Cada vez más a menudo, aparecen en el mercado edificios realizados a partir de contenedores marítimos colocados unos sobre otros. Estos edificios utilizan en su mayoría contenedores marítimos que llegan al final de su vida útil para el transporte de mercancías. Sin embargo, su utilización en la construcción es una alternativa que posibilita el reaprovechamiento de los contenedores. Según páginas de Internet¹⁶ y mediante el contacto con 2 empresas de venta de contenedores marítimos, el precio promedio de un contenedor de 40 pies (12m) es cercano a 1550€, mientras que el de 20 pies (6m) es de 1250€.

El proyecto de la ciudad de los contenedores (*container city*) se ideó en el estudio *Urban Space Management* y por *Nicholas Lacey and Partners*, está localizado en Londres (figura 2.21). El edificio está construido en la orilla del río Támesis dentro de la propiedad de una compañía de construcción de barcos. La primera parte del edificio

¹⁶ Página de Internet: http://www.todocontenedores.com/sr/-Contenedores_maritimos/

se construyó con 4 plantas, sin embargo, la gran demanda posibilitó la incorporación de 1 planta más en el edificio.

Se utilizaron 20 contenedores marítimos en esta edificación¹⁷ que se completó en el 2001. La masa de materiales reutilizada es muy alta, ya que la masa de los contenedores de acero es muy elevada respecto a la masa de los otros materiales y componentes utilizados. Un segundo edificio se realizó al lado del primero utilizando otros 30 contenedores marítimos, finalizado en el 2002.



(a)



(b)

Figura 2.21 – Edificio de oficinas y viviendas fabricado con contenedores marítimos (a) vista exterior del container city 1 (<http://swick.co.uk>) y (b) vista interior de la misma edificación (www.containercity.com)

Otro ejemplo de la utilización de contenedores es el proyecto del arquitecto australiano Sean Godsell que desarrolló viviendas para personas que sufrieron terremotos, inundaciones, huracanes y otros desastres naturales (figura 2.22). Su proyecto se basa en un contenedor marítimo de 6m de largo en el que se encuentran los elementos básicos para la vida de las personas, incluso con muebles que se abren y se cierran en la pared del contenedor.

¹⁷ Los datos utilizados de este proyecto se obtuvieron en la página de Internet del fabricante del sistema – www.containercity.com



(a)



(b)

Figura 2.22 – Vivienda temporal fabricada con contenedores marítimos (a) vista exterior del container y (b) vista interior de la misma edificación (www.seangodsell.com)

Se puede observar que estos y muchos otros edificios construidos con materiales y componentes reutilizados tuvieron dificultades en su implementación. En el caso de los edificios diseñados con la incorporación de materiales y componentes constructivos reutilizados, el proceso de proyecto sufre cambios considerables. En primer lugar porque los componentes no se encuentran a la venta en las tiendas tradicionales o en los fabricantes convencionales; como mucho en los almacenes de recuperación. Los responsables de estos almacenes identifican y compran muchos de los productos a las empresas de demolición, con lo cual hay mucha limitación en los productos ofrecidos. Los arquitectos tienen que diseñar con flexibilidad, con el propósito de adecuar el proyecto a los materiales y componentes recuperados disponibles. Esta flexibilidad hace que sea necesario más tiempo para la fase de diseño, para poder utilizar otras estrategias en el caso de que los materiales no cumplan con algún criterio especificado. Es interesante visitar los almacenes de componentes recuperados y los edificios en el proceso inicial de derribo, durante la fase inicial de diseño, para aumentar las oportunidades de conseguir productos de calidad compatibles con lo deseado.

2.8 Las normativas sobre el reciclado

Braungart y McDonough (2008), afirman que en última instancia las normativas son elementos que producen fallos en el diseño. Califican a las normas como “licencias para hacer daño”, cuando los gobiernos estipulan tasas de utilización y desecho de materiales que afectan a la salud humana o el ambiente. Por otro lado, las normas son instrumentos de reglamentación para un sistema de eco-eficiencia y sin la presencia de ellas sería muy difícil avanzar en las cuestiones medioambientales.

En los Estados Unidos, algunos Estados se encuentran más avanzados que otros, respecto a las normativas sobre la reutilización y el reciclaje de los residuos de construcción y demolición. Chicago adoptó una reglamentación para que los proyectos aprobados en el 2007 tengan una cierta cantidad reciclada de residuos de construcción y demolición, que en el 2008 pasó a ser de un 50% (Martin, 2007).

La Unión Europea tiene una normativa general relativa a los residuos desde 1975. A partir de la fecha, cada Estado miembro de la EU crea sus propias normativas, como se puede ver en las consideraciones iniciales de la última Directiva vigente del Parlamento Europeo respecto a los residuos 2006/12/CE.

Europa cuenta con la Ley 11/1997 relativa al envase y residuos de envases. Esta ley busca “armonizar las normas sobre la gestión de envases y residuos de envases de los diferentes países miembros, con la finalidad de prevenir o reducir su impacto sobre el medio ambiente” (BOE, 1997). El funcionamiento de esta ley se basa en cobrar un precio por cada envase comercializado hasta el consumidor final, y devolver la misma cantidad de dinero cuando llegue dicho envase al productor, para fomentar la recuperación con el consiguiente reciclaje de los envases. En el caso de haber un sistema de gestión integrado de los residuos de envases, los comerciantes podrán eximirse de sus obligaciones, que recaen sobre los agentes interesados en llevar a cabo la gestión de dichos residuos mediante convenios con los gobiernos locales. Sin embargo, los envasadores financiarán los sistemas de recogida de residuos mediante un valor por cada producto comercializado, acordado con todos los agentes económicos que están involucrados en el proceso.

España tiene una ley sobre los residuos de construcción y demolición desde principios del año 2008, conocida como Real Decreto 105/2008. Un mecanismo que dispone esta ley para aumentar la tasa de reutilización y reciclaje, es dificultar el

desecho de los residuos de construcción y demolición, a través de prohibir el depósito sin tratamiento; y establecer tarifas para disminuir la cantidad de los residuos en los vertederos. El decreto establece las obligaciones para el productor de los residuos de construcción y demolición, entendido como el titular del bien inmueble; y para el poseedor de dichos residuos, entendido como la entidad que ejecuta la obra y tiene el control de los residuos que se generan en dicha obra.

El productor de los residuos es el responsable de “la inclusión en el proyecto de obra de un estudio de gestión de los residuos de construcción y demolición que se producirán en ésta” (p. 7724). Este estudio deberá tener una estimación de la cantidad de los residuos, así como, las medidas genéricas que se adoptarán para la prevención, el destino de los residuos y la valoración de los costes de su gestión, y que deberá estar en el presupuesto del proyecto. Por otra parte, el poseedor será responsable de presentar un plan de gestión para los residuos de la obra, así como, su correcta aplicación y facilitar los documentos acreditativos de la correcta aplicación de la gestión de los residuos al productor.

Este decreto también fija condiciones generales sobre como los gestores de los residuos de construcción y demolición deben proceder para la correcta valoración, bien sobre la separación en fracciones de los residuos a partir de determinados umbrales, siendo 80t para el hormigón; 40t para los ladrillos, tejas y materiales cerámicos; 2t para los metales; 1t para la madera; 1t para el vidrio; 0,5t para los plásticos y 0,5 t para el papel y cartón. Las obligaciones de separación con estos valores se aplican para obras iniciadas a partir del año 2010.

Cataluña dispone de una normativa muy parecida desde el año de 1994. El Decreto 201/1994, del 26 de julio, regula los escombros y otros residuos de la construcción. El Decreto de ecoeficiencia 21/2006 de Cataluña, afirma que “La construcción y uso de edificios en Cataluña genera más del 40% de las emisiones de CO₂ a la atmósfera” (p.7567). Esta normativa cita los 4 parámetros de ecoeficiencia que los edificios deben cumplir: agua, energía, materiales, y sistemas constructivos junto con los residuos. Respecto al reciclaje, hay tres puntos del artículo 6 que son importantes:

- la “utilización al menos de un producto obtenido del reciclaje de residuos (residuos de la construcción, neumáticos, residuos de espumas, etc.) para subbases, pavimentos, paneles aislantes y otros usos” (p.7568);
- “En el caso de que haya una fase de demolición previa, reutilización de los residuos pétreos generados en la construcción del nuevo edificio” (p.7568);
- “Al menos una familia de productos de los utilizados en la construcción del edificio, entendiendo como familia el conjunto de productos destinados a un mismo uso, deberá disponer de un distintivo de garantía de calidad ambiental de la Generalidad de Cataluña, etiqueta ecológica de la Unión Europea, marca AENOR Medioambiente, o cualquier otra etiqueta ecológica tipo I, de acuerdo con la norma UNE-EN ISO 14.024/2001 o tipos III, de acuerdo con la norma UNE 150.025/2005 IN” (p.7568).

La normativa de Cataluña en este punto, proporciona un avance para una mayor incorporación de materiales y componentes reciclados y reutilizados, mientras que otras normativas no tienen en consideración ni siquiera la utilización de productos con ecoetiquetas. Las ecoetiquetas se presentan en el apartado 2.8.2 y en 4.2.1.

Hoy en día es muy difícil encontrar normativas específicas sobre el reciclaje para cada tipo de material de construcción. España, así como muchos otros países no poseen estos tipos de normativas. Lo que suele pasar es que cada fabricante adopta unos estándares para los procedimientos de recuperación y reciclado de los materiales, y los productos finales están sometidos a las normativas de cada producto, independientemente si hay contenido reciclado o no. En Inglaterra se encuentran las normativas denominadas de PAS (Publicly Available Specification), con procedimientos para el reciclado de algunos materiales. Así como las normativas de la serie ISO, estas normativas no son obligatorias, pero su cumplimiento por parte de los fabricantes es una iniciativa importante.

2.8.1 Norma serie ISO 14000

Como hemos visto anteriormente, la industria de la construcción es una de las que más recursos materiales y energéticos utiliza. Los procesos de extracción y transformación de los materiales generan muchos daños medioambientales. Una manera de minimizar estos problemas es a través de la implementación de normas de gestión ambiental y etiquetas ambientales. Lee y Uehara (2003), relatan que la gestión ambiental se introdujo en primer lugar en Holanda a principios de los años de 1980. Fue una iniciativa voluntaria de las industrias para intentar superar los problemas ambientales debido a la presión del gobierno y del público en general. El gobierno holandés aceptó esta iniciativa, de modo que la gestión ambiental analiza todo el ciclo de vida de un material y no sólo el impacto ambiental producido durante el proceso de fabricación del producto. Se realizaron auditorías ambientales por órganos independientes para mantener la credibilidad e implementaciones en las industrias. Estas medidas de gestión ambiental se fueron difundiendo entre los países europeos liderados principalmente por las multinacionales. A partir de este momento, se creyó necesario realizar una estandarización de la gestión ambiental que culminó con la creación de las normas de la serie ISO 14000 en el año de 1996.

Las normas de la serie ISO 14000 se componen por normas de gestión ambiental, auditorías, etiquetaje ambiental, análisis del ciclo de vida de los productos y evaluación del impacto ambiental. La tabla 2.8 muestra las diferentes normas de la serie ISO 14000 y sus finalidades.

La norma ISO 14001 es la base del sistema de gestión ambiental practicado hoy en día. Las normas de auditoría ambiental y de evaluación del comportamiento ambiental en las empresas son necesarias para tener una correcta implantación de la ISO 14001 (Lee y Uehara, 2003). Las normativas destinadas a los productos fabricados se dividen en tres partes. La primera es el análisis del ciclo de vida mediante la serie ISO 14040, que tiene por objetivo evaluar y encontrar posibles problemas ambientales desde la extracción de la materia prima hasta el fin de la vida útil del producto. Con estos datos se pasa al siguiente nivel, que es el diseño del producto a través de la ISO/TR 14062 para aumentar la eco-eficiencia de dicho producto. Con los ajustes realizados se busca una etiqueta ecológica, y las declaraciones ambientales a través de la serie ISO 14020 que garanticen que el producto y el proceso de fabricación posean mejoras respecto a las prácticas anteriores.

Tabla 2.8 – Las normas que forman parte de la ISO 14000 y sus aplicaciones (ISO, 2010; AENOR, 2010)

Tipo	Número	Tipo	Título
Destinadas a organización	Sistema gestión ambiental	ISO 14001:2004	Sistemas de gestión ambiental - Requisitos con orientación para su uso
		ISO 14004:2004	Sistemas de gestión ambiental - Directrices generales sobre principios, sistemas y técnicas de apoyo
	Auditoría ambiental	ISO 14015:2001	Environmental management - Environmental assessment of sites and organizations
		ISO 19011:2002	Directrices para la auditoría de los sistemas de gestión de la calidad y/o ambiental.
	Evaluación desempeño ambiental	ISO 14031:2000	Gestión medioambiental. Evaluación del comportamiento medioambiental. Directrices generales
		ISO/TR 14032:1999	Environmental management — Examples of environmental performance evaluation (EPE)
		ISO 14063:2006	Gestión ambiental. Comunicación ambiental. Directrices y ejemplos.
		ISO 14064-1:2006	Gases de efecto invernadero. Parte 1: Especificación con orientación, a nivel de las organizaciones, para la cuantificación y el informe de las emisiones y eliminación de gases de efecto invernadero.
		ISO 14064-2:2006	Gases de efecto invernadero. Parte 2: Especificación con orientación, a nivel de proyecto, para la cuantificación, el seguimiento y el informe de la reducción de emisiones o el aumento en las eliminaciones de gases de efecto invernadero.
		ISO 14064-3:2006	Gases de efecto invernadero. Parte 3: Especificación con orientación para la validación y verificación de declaraciones sobre gases de efecto invernadero.
		ISO 14065:2007	Gases de efecto invernadero. Requisitos para los organismos que realizan la validación y la verificación de gases de efecto invernadero, para su uso en acreditación u otras formas de reconocimiento.
Destinadas al producto	Etiquetas ecológicas	ISO 14020:2002	Etiquetas ecológicas y declaraciones ambientales. Principios generales
		ISO 14021:2002	Etiquetas ecológicas y declaraciones medioambientales. Autodeclaraciones medioambientales (Etiquetado ecológico Tipo II).
		ISO 14024:2001	Etiquetas ecológicas y declaraciones medioambientales. Etiquetado ecológico Tipo I. Principios generales y procedimientos.
		ISO 14025:2007	Etiquetas y declaraciones ambientales. Declaraciones ambientales tipo III. Principios y procedimientos.
	LCA	ISO 14040:2006	Gestión ambiental. Análisis del ciclo de vida. Principios y marco de referencia.
		ISO 14044:2006	Gestión ambiental. Análisis del ciclo de vida. Requisitos y directrices.
		ISO/TR 14047:2003	Environmental management - Life cycle impact assessment - Examples of application of ISO 14042
		ISO/TR 14048:2002	Environmental management — Life cycle assessment — Data documentation format
		ISO/TR 14049:2000	Environmental management — Life cycle assessment — Examples of application of ISO 14041 to goal and scope definition and inventory analysis
	Diseño producto	ISO guide 64:2008	Guide for addressing environmental issues in product standards
		ISO/TR 14062:2007	Gestión ambiental. Integración de los aspectos ambientales en el diseño y desarrollo de productos.
Vocabulario		ISO 14050:2009	Gestión ambiental – Vocabulario

2.8.2 Etiquetas ambientales de productos

En el año 1987 el Parlamento de la Unión Europea promueve la creación de una etiqueta ecológica comunitaria, con el objetivo de orientar a los consumidores y usuarios sobre los productos menos perjudiciales para el medio ambiente (BOE, 1992). Algunos estados miembros ya tenían algún tipo de etiqueta ecológica, como es el caso del Ángel Azul de Alemania, mientras que otros países ya estaban implantando sus etiquetas. Así, en el 1992 se implantaron las bases para la creación de una etiqueta común para la Comunidad Europea, como también se establecieron criterios uniformes para otros sellos que podrían surgir en Europa (BOE, 1992).

Este reglamento también definió los aspectos ambientales para el análisis de los productos que quisieran obtener la etiqueta ambiental. Los aspectos son los siguientes: importancia de los residuos; contaminación y degradación del suelo; contaminación del agua; ruido; consumo de energía; consumo de recursos naturales y repercusiones en los ecosistemas. Estos aspectos ambientales son analizados durante todo el ciclo de vida del producto, que incluye 5 fases: fase previa a la producción; producción; distribución (incluido el embalaje); utilización y eliminación.

Estos y otros reglamentos llevaron a la creación de las normas de la serie ISO 14000; una destinada a la gestión ambiental y otra destinada a los productos. En la serie orientada al producto, las normativas se dividen en ecoetiquetas y declaraciones ambientales, análisis del ciclo de vida y de diseño para el medio ambiente. Estas normas se destinan a disminuir la carga ambiental de los productos y servicios, pudiendo servir como normativa para los comercios internacionales respecto a la cuestión ambiental. El aumento de las normativas ambientales puede presionar más a la industria en desarrollar productos con menos impacto ambiental respecto a los convencionales (Lee y Park, 2005).

Las diferentes normas ISO que tratan sobre el etiquetaje y las declaraciones ambientales de los productos se encuentran en diferentes esquemas, sellos e informaciones. Estas diferencias pueden llevar al consumidor a una cierta confusión. Muchos arquitectos desconocen los aspectos relacionados con las eco-etiquetas y muchos fabricantes no realizan las declaraciones ambientales de sus productos, lo que genera confusión entre los profesionales del sector. Como se ha visto anteriormente, el Decreto 21/2006 de la *Generalitat de Catalunya* informa en su punto 6.2 que:

“Al menos una familia de productos de los utilizados en la construcción del edificio, entendiendo como familia el conjunto de productos destinados a un mismo uso, deberá disponer de un distintivo de garantía de calidad ambiental de la *Generalitat de Catalunya*, etiqueta ecológica de la Unión Europea, marca AENOR Medioambiente, o cualquier otra etiqueta ecológica tipo I, de acuerdo con la norma UNE-EN ISO 14.024/2001 o tipo III, de acuerdo con la norma UNE 150.025/2005 IN”.

Las ecoetiquetas son sellos otorgados por las administraciones o por organizaciones que garantizan el cumplimiento de criterios ambientales por parte del producto que es analizado. De esta forma, el consumidor puede reconocer que el producto que lleva la ecoetiqueta, cumple unas rigurosas especificaciones ambientales exigidas por el organismo que la otorga. El proceso para la certificación ambiental del tipo I con la consecuente obtención de las ecoetiquetas es voluntario por parte de las empresas, con el objetivo de promover mejoras en la calidad ambiental de los productos. Sin embargo, hay otros dos tipos de declaraciones ambientales, las del tipo II y III; que son respectivamente, la autodeclaración de la empresa y la declaración ambiental del producto. Todas estas ecoetiquetas y declaraciones ambientales están subordinadas a la ISO 14020, que es la normativa principal para las declaraciones ambientales de productos y servicios.

2.9 Plásticos naturales

2.9.1 Biopolímeros

El agotamiento de los recursos no renovables como el petróleo, y el aumento de las presiones de los organismos internacionales para la disminución del impacto ambiental, también ha llevado a la utilización de materiales basados en fibras naturales y polímeros fabricados a partir de plantas como la soja y el maíz. Los problemas medioambientales debidos a la incineración de los residuos plásticos, junto con los materiales tóxicos utilizados en la fabricación de algunos tipos de plásticos, y la posible contaminación de la biosfera por estos productos en el vertedero, contribuyen a

desarrollar la investigación de los biopolímeros. Los biopolímeros son productos químicos elaborados a partir de materias primas renovables, como aceites vegetales, que pueden tener o no la incorporación de productos derivados del petróleo; y que son inducidos por una acción microbiana, para alterar la cadena del polímero durante el proceso de degradación. Tense un ejemplo de biopolímero en el ácido poliláctico (APL) y en el almidón. Los biopolímeros se producen desde los años 1970 para aplicaciones médicas y últimamente se aplican en la industria automovilística (Mohanty et al, 2000). Los biopolímeros también pueden ser biodegradables, pero en este caso el reto se encuentra en producir materiales compatibles con las prestaciones de los plásticos existentes derivados del petróleo, como la estabilidad estructural durante la fase de utilización, y que se puedan degradar mediante algún proceso biológico (Mohanty et al, 2005).

Los biopolímeros se emplean ampliamente en los hormigones y morteros en forma de bioaditivos (Plank, 2004). También se aplican en tintas, paneles de cartón-yeso, barnices y en materiales de relleno para las juntas. El bio-aditivo más empleado en el hormigón es el lignosulfonato, derivado de la lignina, que es un biopolímero contenido en la madera. Este bio-aditivo se utiliza para aumentar la viscosidad y disminuir el contenido de agua añadido a la mezcla del hormigón, sin embargo su contenido es bajo, con un 0,1-0,3% por masa de cemento (Plank, 2004). Otro campo de aplicación se encuentra en los morteros adhesivos, concretamente en la retención de agua para estos morteros y en los éteres de celulosa que hacen esta función. Casi todos los polímeros de origen renovable son biodegradables. Por otra parte, los polímeros semisintéticos y los quimiosintéticos pueden ser biodegradables, si poseen uniones químicas como ocurre en los compuestos naturales (Mohanty et al, 2000).

Algunas empresas ya empiezan a utilizar aditivos biodegradables que rompen las cadenas de las resinas derivadas del petróleo, tanto por compostaje aeróbico como por anaeróbico (Moore, 2009). Un 4% de este aditivo en la composición de los productos, es capaz de biodegradar plásticos como el PET y el PVC en los vertederos, en un período mínimo de 2 meses. El tiempo necesario para biodegradar un determinado producto puede variar y ser más largo. Este aditivo se está aplicando en las botellas tipo PET y también en zapatillas deportivas. Según Moore (2009), la incorporación de este aditivo aumenta el precio para el fabricante en un 30%, respecto al uso de una resina virgen.

Los precios de los biopolímeros tienen unos valores muy distintos en relación a los polímeros petroquímicos. La tabla 2.9 presenta algunos de ellos, donde se puede ver que estos precios son mucho más elevados que los de los polímeros petroquímicos (tabla 3.15). Con estos valores se puede percibir que los biopolímeros todavía son unos materiales poco empleados, debido a los altos costes de producción, que son el aspecto más desfavorable de este tipo de producto.

Tabla 2.9 – Precios de algunos de los biopolímeros utilizados actualmente

Biopolímero	Precios €/tonelada
Almidón	1750*
Acetato Celulosa (AC)	2635**
Poliácido láctico (PLA)	2060*
Polihidroxialcanoatos (PHA y PHB)	13000*
Nota: * Plat (2006)	
** plasticsnews.com	

La demanda de bioplásticos está aumentando increíblemente en los últimos años y la tendencia es la de un mayor aumento, según Neilley (2009). La investigación de Neilley, trata un informe realizado por la empresa Freedonia Group's sobre la evolución de los bioplásticos hasta el 2013. Las estimaciones aseguran que la producción mundial de este producto deba llegar a las 900.000 toneladas producidas en el 2013. El crecimiento anual de este mercado se situó alrededor del 15% hasta el 2008; y para los años posteriores ese crecimiento debe llegar a un 35% anual.

2.9.1.1 Fibras naturales y *biocomposites*

Los polímeros se pueden reforzar con fibras para formar *composites*; que presentan algunas ventajas respecto a materiales como el hormigón, ya que la combinación de la fibra con la matriz, posibilita ligereza y prestaciones elevadas. Según Mohanty et al (2005), las fibras de vidrio dominan el mercado de los termoplásticos y termoestables, con una utilización de un 95% sobre todas las fibras destinadas a estos productos. Los biopolímeros también se pueden reforzar con fibras o incluso con biofibras. De hecho, la primera fibra utilizada como refuerzo en *composites* plásticos fue la fibra de celulosa (Mohanty et al, 2000). Podemos encontrar ejemplos de biofibras en: el cáñamo, el lino, el yute, el sisal y maderas diversas. La celulosa, lignocelulosa y lignina, son los principales constituyentes de las fibras vegetales. En estos casos el producto resultante se denomina *biocomposite*. Se pueden formar por biopolímeros o

productos derivados del petróleo con adiciones de fibras naturales, como también por biopolímeros con adiciones de fibras sintéticas. Sin embargo, la opción con materiales renovables es la que se encuentra formada por biopolímeros y fibras naturales.

Hay que tener en cuenta, que en algunos casos, los *biocomposites* no son sostenibles una vez que se han utilizado polímeros derivados del petróleo como matriz, lo que hace que este producto no sea biodegradable del todo. Algunas de estas fibras naturales se pueden utilizar en determinadas aplicaciones para la industria automovilística.

La densidad de las fibras naturales se sitúa alrededor de $1,4 \text{ g/cm}^3$, como se muestra en la tabla 2.10. Las fibras naturales poseen la ventaja de ser más ligeras que las fibras de vidrio, que son las fibras dominantes en los *composites*. Sin embargo, tienen casi la misma densidad que las fibras de aramida y de carbono. Por otra parte, las fibras vegetales poseen valores de tensión de tracción y módulos de elasticidad más bajos en comparación con las fibras sintéticas.

Tabla 2.10 – Propiedades de las fibras naturales y fibras artificiales (adaptado de Mohanty et al, 2000).

Fibra	Densidad (g cm^3)	Tracción (MPa)	Módulo elasticidad	Alargamiento ruptura (%)
Algodón	1,5-1,6	287-800	5,5-12,6	7,0-8,0
Yute	1,3-1,45	393-773	13-26,5	1,16-1,5
Lino	1,5	345-1100	27,6	2,7-3,2
Cáñamo	1,2*	690	42-70**	1,6
Sisal	1,45	468-640	9,4-22	3,0-7,0
E-glass	2,5	2000-3500	70	2,5
Aramida	1,4	3000-3150	63-67	3,3-3,7
Carbono	1,7	4000	230-240	1,4-1,8

Nota: * Burgueño et al (2004)

** Christian y Billington (2009)

Las variaciones del valor en las densidades, así como en las resistencias a la tracción y módulo de elasticidad se deben a algunos factores. En primer lugar depende de si las fibras se extraen del tallo o de las hojas de la planta, como también influye la edad y la calidad del ambiente en el que la planta se sitúa. (Mohanty et al, 2000). El precio de las fibras también depende del origen de la planta. Un punto negativo a tener en cuenta, es que los *biocomposites* son combustibles, al estar fabricados con productos orgánicos.

Investigadores de la Universidad de Stanford han desarrollado un *biocomposite* de madera sintética, a partir de fibras de cáñamo y un biopolímero llamado polihidroxidobutirato o PHB (SHWARTZ, 2009). Este producto se puede utilizar para

muebles y suelos. Según los investigadores, el *biocomposite* es estable durante la fase de utilización, y para degradarse es necesario que el ambiente no tenga aire, como por ejemplo al estar enterrado en un vertedero; ya que los microorganismos utilizados para la descomposición viven en ambientes anaeróbicos. Otro punto importante es que este *biocomposite* se degrada más rápido que las maderas convencionales, con un tiempo de pocas semanas después de haber sido enterrado.

Actualmente se están desarrollando estudios de *biocomposites* para la producción de paneles, encofrados, perfiles para ventanas y paneles para techos. Uno de estos estudios lo están realizando Christian y Billington (2009). Las autoras han estudiado las propiedades mecánicas de dos *biocomposites* con composiciones distintas: uno con acetato de celulosa (AC) como matriz y fibras de cáñamo; y otro con las mismas fibras de cáñamo pero con matriz de PHB. Los resultados del ensayo a la tracción de los dos *biocomposites* obtuvieron resultados muy semejantes, con 54MPa para el *composite* AC y 56MPa para el PHB. Respecto a la tensión de flexión, las diferencias son más grandes. El *composite* AC había obtenido 95MPa, mientras que el *composite* PHB solamente 65MPa. Los valores de flexión resultantes son semejantes a la madera estructural de pino y eucalipto (Rodriguez y Vergara, 2008 y Castillo, 2001).

Las propiedades de estos *biocomposites* son más bajas que los *composites* sintéticos con fibras de vidrio o carbono con matriz de epoxi. Como se ha visto en la tabla 2.11 las tensiones de tracción de las fibras sintéticas son mucho más elevadas que las tensiones de tracción de las fibras naturales. Según Christian y Billington (2009), otro factor que disminuye la resistencia de los *biocomposites* es que la matriz no penetra totalmente entre las fibras, lo que hace que se reduzca la rigidez del producto final.

El proceso de degradación de las propiedades de las fibras naturales durante la fase de utilización se realiza de la siguiente manera según Mohanty et al (2000). Los microorganismos degradan las fibras naturales porque poseen enzimas capaces de digerir los polímeros de hidratos de carbono encontrados en la celulosa. La celulosa es la que crea resistencia en la pared celular. La biodegradación de la celulosa vuelve débiles las paredes de las células que están formadas por lignocelulosa. De esta manera la célula se expone y se produce la degradación fotoquímica por los rayos ultravioleta. La degradación fotoquímica ataca primero a la lignina, que causa el cambio de color en las fibras. Tras la degradación de la lignina, la célula se vuelve rica en celulosa

nuevamente. La degradación de la lignina deja un alto contenido de hidratos de carbono que son digeridos por los microorganismos.

2.10 Concepto cradle to cradle

Braungart y McDonough (2008) crean la idea de *cradle to cradle*, es decir, de la “cuna a la cuna”; como una teoría del retorno de los materiales. Destacan dos tipos de ciclos de los materiales: el biológico y el técnico. El ciclo biológico está reglado por la biosfera, y los materiales que actúan en este ciclo están diseñados con el propósito de la biodegradación y la ausencia de sustancias tóxicas. El ciclo técnico está regulado por la tecnosfera, y los materiales que pertenecen a este ciclo necesitan el reciclaje constante, para servir de materia prima a otros productos al final de un determinado ciclo de vida. Ambos ciclos están pensados como alimento del siguiente ciclo, o como los autores lo denominan, *waste equals food*. La definición de que el residuo es igual al alimento, proviene del ciclo de la naturaleza, donde no hay residuos. Las hojas que caen de un árbol no son residuos, sino que son nutrientes que alimentarán microorganismos y animales presentes en la tierra, y nutrirán a otros seres vivos, lo que se demuestra en el cierre de los ciclos de los materiales. Según la teoría *cradle to cradle*, el concepto de residuo cero tampoco existe, una vez que los “residuos” son el alimento de la naturaleza para la renovación de los nutrientes.

Los materiales actuales no están diseñados para que sean reciclados. Al final de su ciclo de vida, el material sufre casi siempre un infraciclaje, una degradación permanente de la calidad del material. Muchos materiales se conocen como “híbridos monstruosos”, ya que no se encuentran dentro ni del ciclo biológico ni del ciclo técnico. Los materiales biológicos que se unen unos a otros con adhesivos o resinas sintéticas, o que emiten sustancias cancerígenas en el proceso de fabricación como el PVC, no se pueden biodegradar ni entrar en el ciclo técnico. Estos materiales poseen sustancias químicas ambientalmente peligrosas y no se pueden enterrar. Tampoco se pueden utilizar en el ciclo técnico porque actualmente no hay técnicas económicamente viables para separar estos materiales, y que sean útiles en futuros aprovechamientos para la industria.

Otros autores como Braungart y McDonough (2008), afirman que ser “menos dañino” no significa ser bueno. Un determinado material que no contenga una cantidad

de alguna sustancia tóxica, no significa que este material respete el medio ambiente o que sea ambientalmente correcto. Un elemento fabricado con material reciclado no significa que sea bueno, si no está concebido para este fin una y otra vez. Hoy en día, existe la política ambiental de la eco-eficiencia. Los procesos y componentes constructivos utilizados en los edificios están constantemente aumentando su eficiencia, ya sea por una menor utilización de la energía requerida para el proceso de transformación o por una menor cantidad de materia requerida. La eco-eficiencia busca optimizar la utilización de los recursos energéticos y materiales de los componentes. Schmidheiny (1992) afirmaba que para alcanzar la eco-eficiencia la industria debería modificar su modo de pensar.

La teoría basada en reciclar los materiales para futuros usos, principalmente si nos referimos a los plásticos, es muy interesante. Sin embargo, como afirman Braungart y McDonough (2008), los componentes se diseñan de una forma incorrecta, sin tener en cuenta el cierre de los ciclos materiales. La eco-eficiencia tiene por objetivo la reducción de la energía y de los materiales durante un largo período de tiempo y optimizar productos que fueron mal concebidos. La idea de diseñar un componente reciclado para que pueda ser reciclado varias veces durante su vida, pasa necesariamente por la eco-efectividad y por el diseño para el desmontaje.

Braungart y McDonough (2008), imaginan como sería el ciclo de la naturaleza según el modelo de la eco-eficiencia. Los árboles tendrían menos flores y nutrientes, menos árboles, menos oxígeno, y menos pájaros entre otros factores. La eco-efectividad, es una manera de enfocar los productos desde un concepto distinto al actual. Según los autores, la eco-efectividad, se debería basar en diseñar productos y sistemas de manera que se incorporen en el ciclo biológico o técnico, y no hacerlos “menos malos” como es el caso de la eco-eficiencia practicada actualmente. Aliado con la eco-efectividad, el diseño para el desmontaje posibilita la separación de los materiales de manera que se reciclen para futuras aplicaciones, tanto biológicas como industriales.

El gran problema de los residuos actuales en el sistema *creadle-to-grave* no es la cantidad, sino los nutrientes que no pueden ser reaprovechados tanto en el ciclo biológico como en el ciclo industrial. En nuestra sociedad de consumo los residuos se tratan en el sistema *cradle to grave*, es decir, el flujo de materiales tiene un proceso lineal con inicio y fin. Los residuos no se aprovechan como materias primas secundarias y tienen como destino final el vertedero.

Los residuos se producen en todas las partes de los procesos de creación de un material. Aparecen con la extracción de la materia prima, como es el caso de los metales, donde las rocas se convierten en residuos; la fabricación genera residuos de las materias primas que se denominan productos secundarios; los residuos producidos por los procesos industriales se conocen como de pre-consumo, y los materiales recuperados después de cumplir su ciclo de vida, que se llaman residuos post-consumo. Actualmente muchos productos nuevos se elaboran conjuntamente con materiales vírgenes y con materiales reciclados en diversos porcentajes.

Los residuos se pueden tratar en el análisis del ciclo de vida de *cradle to cradle* de cada material producido, para que se puedan buscar oportunidades para su reutilización y reciclaje. La figura 2.23 ilustra con un esquema, la transformación de los residuos en materias primas mediante un ciclo cerrado de los materiales. Hay tres formas de intentar cerrar el ciclo de materiales: la reutilización de los materiales y componentes *in situ*, la reutilización de materiales y componentes recuperados en distintas obras, y el reciclaje de los materiales.

La reutilización de los materiales *in situ* es la mejor opción entre las citadas, ya que son necesarios menos materiales nuevos para la producción de una parte, o de todo un edificio respecto a las otras dos opciones (Addis, 2006). Los productos que no se pueden reutilizar en la obra por cualquier motivo, se podrían reutilizar en otros edificios.

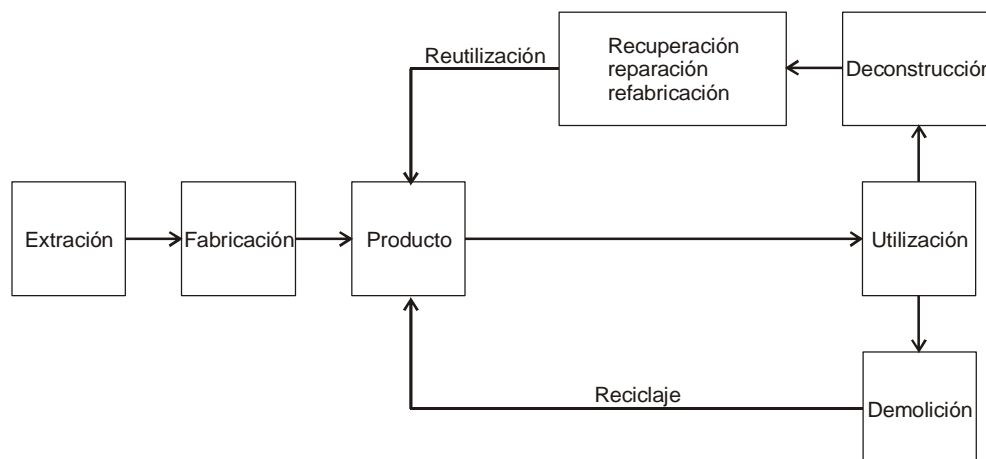


Figura 2.23 – Ciclo de vida con el cierre de los materiales (Addis, 2006)

A veces se necesita una mejora para que algún producto se adecue a las normativas vigentes o para integrarse en otro edificio. La tercera alternativa, es reciclar los materiales que llegan al final de su vida útil. Sin embargo, hoy en día, muchos de los

materiales que se consideran reciclados, en realidad se encuentran en un ciclo de infraciclaje, debido a que no tienen las mismas cualidades originales de los productos.

2.11 Ecología industrial

La ecología industrial, como indican Graedel y Allenby (1995), es un ámbito en el cual la humanidad puede trabajar racionalmente, y mantener una capacidad de carga medioambiental deseada, con el fin de desarrollar continuamente la economía, la cultura y la tecnología. Según los autores, el sistema industrial se encuentra íntimamente relacionado con el sistema natural de su alrededor y busca optimizar todo el ciclo de vida de los materiales vírgenes. La ecología industrial tiene como uno de sus objetivos tratar los residuos de la misma manera que la naturaleza hace en su ciclo biológico, es decir, no existen desechos, y los residuos se aprovechan para elaborar nuevos productos. La intención es la de tomar decisiones industriales hoy, teniendo en cuenta la cuestión medioambiental que sufriremos en los próximos 20 o 30 años. En el contexto de la ecología industrial definido por Graedel y Allenby (1995), el desecho es un residuo que la economía actual no ha aprendido a utilizar eficientemente.

En general, el proceso industrial actual, todavía no tiene en consideración el reciclaje de los materiales dentro de los ciclos de vida de los productos, como se puede comprobar en los numerosos análisis de ciclo de vida de varios productos. Estos análisis se basan principalmente en dos métodos: *cradle-to-grave* y *cradle-to-gate*.

El primer método mencionado analiza el flujo de los materiales y de la energía de un producto desde la extracción de los materiales necesarios para su composición, fabricación y utilización hasta llegar al vertido de este producto. Este método de análisis del ciclo de vida, no refleja mucha preocupación respecto a la “eliminación” del producto, ya que no evalúa el flujo de materiales y energía desde el vertido del producto hasta que llega a ser nuevamente materia prima para un nuevo uso.

El otro método es menos estricto en relación al ciclo de vida, porque sólo evalúa el flujo de materiales y energía hasta que un determinado producto llega al consumidor final. Lo que se puede verificar es que estos dos métodos, a pesar de ser mundialmente difundidos, no evalúan realmente los ciclos de vida, puesto que los ciclos son abiertos, de la misma manera muestran que los procesos industriales realizados son procesos

lineales. Por otra parte, el proceso industrial con la introducción del reciclaje, posibilita disminuir tanto los recursos materiales como los energéticos en el ciclo de producción. Un ejemplo de un ciclo industrial que tiene en consideración el reciclaje se muestra en la figura 2.24.

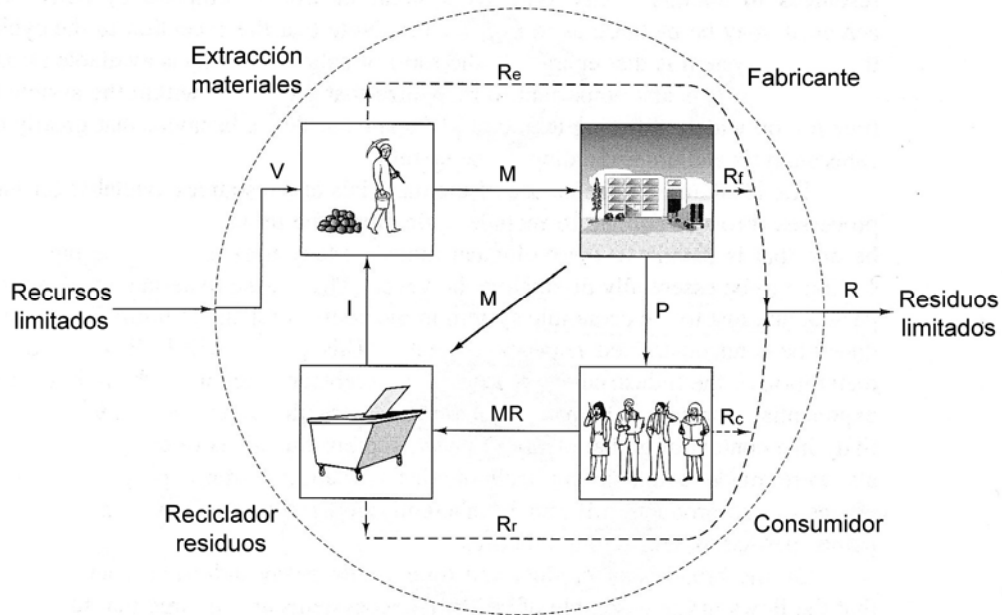


Figura 2.24 – Ciclo típico del modelo industrial de reciclaje. El flujo de materiales se indicada mediante las letras, siendo V el material virgen; M es el material procesado; P es el producto fabricado; MR es el material recuperado; I es el material impuro y R es el residuo resultante de cada proceso (adaptado de Graedel y Allenby, 1995).

En la figura 2.24 se puede observar que el modelo industrial que tiene en cuenta el reciclaje genera residuos en cada etapa del ciclo de vida de un determinado producto. Estos residuos no son aprovechados y en su mayoría no vuelven a generar el mismo producto. Estos mismos autores, crearon ecuaciones conceptuales para medir la eficiencia de la industria: extracción, fabricación, recuperación y reciclado.

La eficiencia de extracción es función de la tecnología de extracción de los materiales vírgenes; de la alta calidad de los residuos y de las especificaciones requeridas por el fabricante de destino, y se establece mediante la siguiente función:

$$E_e = \frac{M}{V + I} \quad (2.1)$$

donde M es el material resultante para el fabricante; V es el material virgen utilizado y I es el material reciclado usado. La eficiencia será igual a 1 si solamente se utilizan materiales reciclados para producir la materia prima.

La eficiencia de fabricación es función del concepto del producto, de su diseño y de su implementación y se puede definir como:

$$E_f = \frac{P}{P + R_f} \quad (2.2)$$

donde P es el material resultante de la fabricación; y R_f es el residuo obtenido a partir de las técnicas de fabricación. La máxima eficiencia en esta etapa se obtiene cuando no se producen residuos y la eficiencia E_f es igual a 1.

La eficiencia de la recuperación es función del diseño para el desmontaje y de las políticas gubernamentales. Se puede definir como:

$$E_r = \frac{MR}{MR + R_r} \quad (2.3)$$

donde MR es el material recuperado; y R_r es el residuo obtenido a partir de las técnicas de recuperación. Si todo el material entrante en esta etapa se recupera, la eficiencia E_r es igual a 1.

La eficiencia del reciclaje de los materiales es función del mercado de productos reciclados y de las políticas gubernamentales. Se puede expresar como:

$$E_{rc} = \frac{I}{I + R_r} \quad (2.4)$$

donde I es el material reciclado; y R_r es el residuo obtenido a partir de las técnicas de recuperación. Si todo el material entrante en esta etapa es reciclado, la eficiencia E_{rc} es igual a 1.

El factor general de todo el sistema que define la eficiencia de todos los procesos se define multiplicando los factores entre si, conforme la ecuación siguiente:

$$E_{sistema} = E_e \times E_f \times E_r \times E_{rc} \quad (2.5)$$

Si el valor del sistema es igual a 1, significa que los materiales de este sistema son verdaderamente reciclados. Por otra parte, cuanto más bajo es valor final más infraciclaje sufren los materiales y en consecuencia todo el sistema.

El concepto de *cradle-to-cradle* busca actuar principalmente en el vacío dejado por los dos métodos mencionados anteriormente, como se puede ver en la figura 2.25. La figura identifica los tres conceptos utilizados para realizar el análisis del ciclo de vida. Se puede observar que las flechas blancas, que designan el método *cradle-to-cradle*, ocupan el vacío dejado por los otros métodos de análisis. A partir de la etapa de vertido, que en este concepto se trata como reciclaje, existen dos posibilidades: la primera es el reciclado realizado por el ciclo industrial, y la segunda es el reciclado operado por el ciclo biológico.

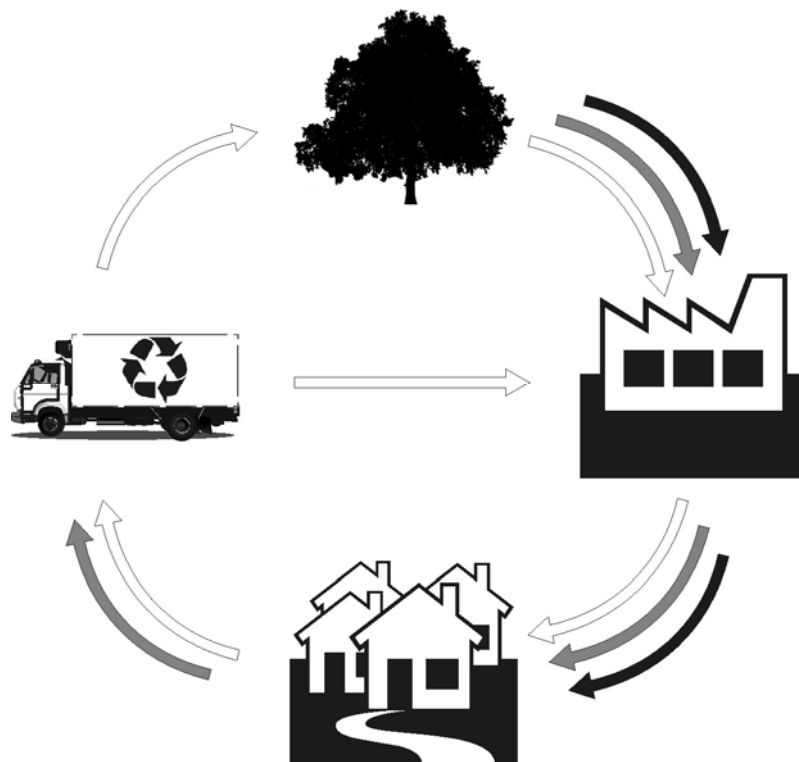


Figura 2.25 – Esquema de la actuación del análisis del ciclo de vida (ACV), de modo que las flechas negras representan el método *cradle-to-gate*; las flechas grises identifican el método *cradle-to-grave* y las flechas blancas representan el concepto *cradle-to-cradle*.

3 Estado actual de los procesos de reciclaje en los principales materiales de construcción

El siguiente capítulo expone los métodos actuales de reciclaje en los principales materiales de construcción. También se analizan aspectos como la producción y los costes de los productos reciclados.

3.1 Orgánicos

3.1.1 Madera

Material biodegradable: “es un compuesto químico que se puede degradar por acción biológica.” (RAE, 2001). Según la definición de la Real Academia Española, en relación a los actuales edificios contruidos con materiales convencionales¹⁸, se puede observar que la madera es el único material que se puede biodegradar. Sin embargo, sólo puede suceder si las piezas de madera utilizadas no contienen sustancias tóxicas en su interior. Por otra parte, las piezas de madera recuperadas al final de sus ciclos de vida, pueden pasar por procesos industriales para conformar nuevos productos. Los productos más utilizados en la construcción de edificios son las barras de madera serrada, tableros de partículas, tableros contrachapados y OSB. El proceso de fabricación de los tableros de partículas será descrito a continuación pues es el más utiliza madera reciclada.

¹⁸ Los materiales convencionales son aquellos considerados como los más utilizados en los edificios, como el hormigón, el acero, la madera, los materiales cerámicos, el aluminio, algunos metales y plásticos.

3.1.1.1 Breve descripción del proceso de elaboración de los tableros de partículas

Los tableros de partículas pueden estar formados a partir de madera reciclada de la construcción y demolición de edificios, su proceso de elaboración se describe brevemente a continuación y se observa en la figura 3.1. La composición de los tableros la conforman básicamente partículas de madera y resina. La materia prima en forma de astillas, serrín y virutas de madera es clasificada, cribada y almacenada en silos. Las partículas muy pequeñas no son aprovechadas para formar tableros, sino que serán incineradas juntamente con aceite para proporcionar el vapor de agua utilizado en el secado. Estas partículas muy pequeñas no se utilizan en el proceso de fabricación, ya que su elevada superficie puede absorber grandes cantidades de cola. Las partículas que serán utilizadas en el tablero pasan por un secado con la finalidad de extraer toda la humedad existente. Las partículas secas se mezclan con un tipo de cola formada a partir de un tipo de resina, normalmente a base de Urea-Formaldehído, un catalizador, un activador y un componente que disminuye las emisiones de la resina y del agua. Las placas se moldean para pasar por un pre-prensado, que busca generar una mayor consistencia entre las partículas y la cola, junto con reducir el volumen de la placa. Posteriormente pasan por el prensado principal que conforma el tablero, saliendo a una elevada temperatura.

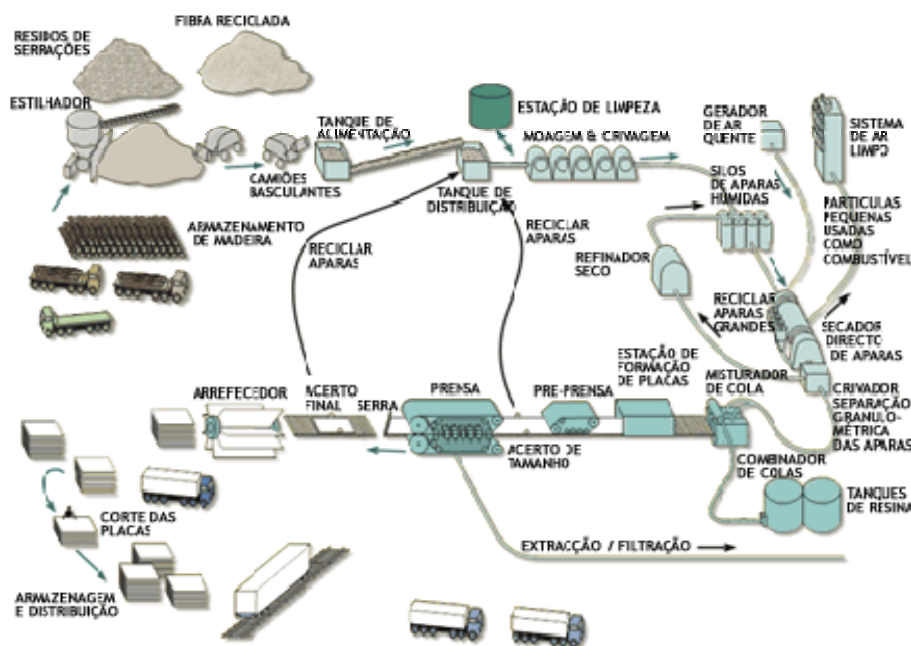


Figura 3.1 – Proceso de fabricación de los tableros de madera (www.sonaeindustria.com)

Los tableros ya conformados pasan por un proceso de enfriado para garantizar que no se produzca hidrólisis. La hidrólisis causa la descomposición del polímero, lo que provoca una disminución de la resistencia mecánica de la placa. Finalmente, los tableros se cortan en los formatos deseados y ya están listos para utilizarse. Los residuos de la madera utilizados en el proceso de fabricación, así como los residuos del corte, vuelven al proceso de fabricación, como se ve en la figura anterior.

3.1.1.2 Posibilidades técnicas y proceso de reciclado

La primera posibilidad de reciclado aparece en el compostaje de las piezas de madera serrada no tratadas con elementos tóxicos. Este procedimiento posibilita la salida de las piezas de madera del ciclo industrial, hacia la entrada una vez más, en el ciclo biológico. Para los tableros contrachapados fabricados con resinas derivadas del petróleo, existe la alternativa de su incorporación nuevamente en el ciclo industrial para la formación tableros. A continuación se describe el proceso de reciclado de contrachapados, en una visita realizada a una empresa de reciclaje de madera.

El proceso de recuperación de la madera se sectoriza en dos plantas. La primera planta se destina a la recibida de los residuos de madera de diversos tipos, como tableros y contrachapados, *palets* y carpinterías, como se puede ver en la figura 3.2. Estos materiales se trituran para formar partículas, y sólo los residuos de madera que contengan fórmica en su composición, no se aceptan, ya que este tipo de plástico perjudica el producto final. En este caso, el residuo de madera que contenga fórmica únicamente se utiliza para generar energía mediante su incineración.



Figura 3.2 – Recibida de los residuos de madera en la planta de machaqueo con las pilas de residuos

Los residuos forman una pila en el medio del patio y posteriormente se colocan en la trituradora; que machaca la madera en grandes trozos, después un electroimán retira los metales más grandes del proceso, como se muestra en la figura 3.3.

La producción es alrededor de 50-100 toneladas al día, lo que corresponde a 5-10 camiones, según datos de la empresa recicladora.



Figura 3.3 – Alimentación de la trituradora con la pala cargadora, y separación de las partes metálicas con electroimanes durante el proceso de triturado

En esta planta trabajan apenas dos empleados por turno, de modo que uno se encarga de la cargadora y otro realiza los servicios más generales. Se ha observado que se genera una cantidad de polvo considerable, principalmente en el proceso de triturado, sin embargo uno de los empleados no utilizaba ninguna mascarilla para protegerse del polvo. El recuperador garantizó que estaban en proceso de la colocación de aspersores de agua en la planta, para disminuir la contaminación por polvo. Los residuos ya triturados se colocan en camiones, con la ayuda de la cargadora, y se transportan hacia otra unidad de la empresa. Durante la visita se ha observado que en la pila de residuos machacados, había un pedazo que ya tenía madera reciclada en su interior; se puede observar en la figura 3.4.

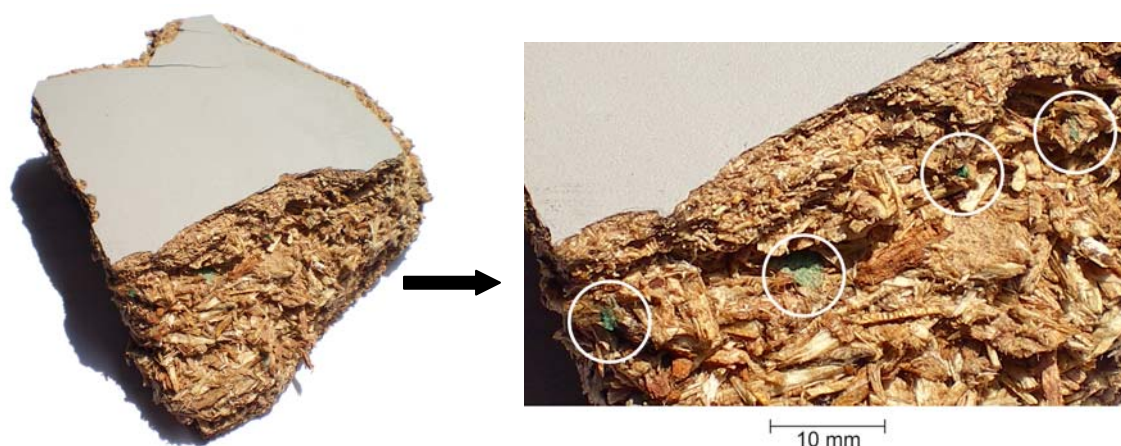


Figura 3.4 – Pedazo de residuo de madera recogido en la planta de recuperación, que muestra partículas de color verde indicando que este producto ya tenía materia reciclada en su interior

En la otra unidad, la madera triturada anteriormente se vuelve a triturar para disminuir el tamaño de las partículas y para separar los materiales extraños, como por ejemplo clavos u otros metales que todavía se encuentran en los pedazos de madera. En el final del proceso de machaqueo hay tres tamaños de partículas: los finos, los medios y el pretriturado, que son los gruesos. En el caso de los tableros se utilizan más los tamaños medios y finos. Las partículas se almacenan en silos y se cargan en camiones para el transporte hacia las plantas de producción de los tableros de madera.

3.1.1.3 Comparativas ambientales

Los datos ambientales sobre la energía incorporada y del dióxido de carbono de los tableros aglomerados vírgenes y reciclados, son prácticamente los mismos, ya que la madera triturada tiene valores ambientales muy bajos. El agente responsable de casi toda la energía incorporada es la cola, debido a que es un polímero derivado del petróleo. La energía incorporada y el CO₂ de la fabricación son los mismos, cuando la madera reciclada entra en el proceso en el mismo lugar que la madera virgen.

3.1.1.4 Organismos y normativas específicas

En España no existe una normativa específica para el reciclado de madera. En estos casos, los residuos de la madera se encuentran condicionados por las normativas de gestión de los residuos de construcción. Sin embargo, existe una normativa referente al reciclado de las piezas de madera que se aplica en Inglaterra y País de Gales. Esta

normativa, denominada PAS 104, se creó por el *British Standard Institute* (BSI) y por *Waste & Resources Action Programme* (WRAP). Los dos organismos fueron los responsables de establecer unos requisitos mínimos para obtener una materia prima de alta calidad referente a los residuos de madera, para la producción de tableros contrachapados. Las empresas no están obligadas a seguir las normativas, pero el cumplimiento de ellas por parte de los fabricantes es una iniciativa importante (WRAP, 2004).

La normativa PAS 104 tiene por objetivo especificar los criterios mínimos de calidad para el procesamiento de la madera de post-consumo para la producción de paneles. Entre otros criterios, la normativa incluye procedimientos para la inspección de la carga que llega a la empresa recicladora, del contenido de humedad en la carga, así como del tamaño de las partículas y de la cantidad de contaminantes.

3.1.1.5 Mercado

Los residuos de la madera se pueden aprovechar para la elaboración de nuevos productos. En una entrevista realizada a un recuperador de los residuos de la madera, se ha podido observar el proceso del reciclaje de este material. En primer lugar, los camiones pagan por dejar los residuos de madera en la planta de reciclaje. Se cobran dos tarifas: una para los *palets* de madera, con un valor de 22 €/contenedor; y la otra es para los demás tipos de residuos de madera, entre ellos los residuos de construcción y demolición, con una tarifa de 44 €/contenedor. La diferencia en las tarifas se basa en los materiales ajenos, como plásticos y metales que se deben retirar del proceso de producción.

3.1.1.6 Uso del material y valoración

Los residuos de madera de la construcción y demolición de los edificios se pueden reutilizar, como es el caso de las ventanas y puertas; o también reciclarse para formar tableros de partículas. Otra opción, que de hecho es el ciclo natural de la madera, es reciclarla en el ciclo biológico como fuente de alimento para otros seres vivos o para la obtención de energía como biomasa, mediante la liberación de gas metano a través del compostaje de la madera tratada sin elementos tóxicos.

3.2 Pétreos

Los materiales pétreos actualmente son los más empleados en el sector de la construcción de edificios. Entre estos materiales, el hormigón es responsable por más de la mitad de la masa en los edificios convencionales estructurados con este material.

3.2.1 Hormigón

El hormigón es el material de construcción más empleado en los edificios, principalmente en edificaciones de muchas alturas. Al final de la vida útil del edificio con estructura de hormigón armado; normalmente se realiza una demolición y toda la masa del hormigón tratada como residuo se puede incorporar en nuevos hormigones en forma de áridos. Otro factor que promueve el reciclaje del hormigón en áridos, es la dificultad de encontrar áridos en un ámbito local (Topçu; Günçan, 1995). El precio más elevado del árido virgen contribuye al aumento del precio del hormigón, y disminuye los recursos materiales disponibles para las generaciones futuras. El transporte de dichos áridos también se convierte en un problema en relación a los costes, ya que la distancia aumenta el precio final.

3.2.1.1 Breve descripción del proceso de elaboración y residuos generados

El hormigón convencionalmente se elabora con cemento Portland, siendo este material el que tiene más energía incorporada en el hormigón. El proceso de fabricación del cemento se ilustra en la figura 3.5. Se puede observar que es un proceso lineal, en el cual las materias primas como la caliza y la arena se extraen de las canteras. Estas y otras materias primas se machacan y homogenizan en tamaños menores de 10 cm. La materia prima se calienta y a continuación se calcina a una temperatura de 1450 °C para formar el *clinker* (WBCSD, 2010). El *clinker* se enfría y se almacena para posteriormente ser mezclado con otros minerales, principalmente con el yeso. El *clinker*, el yeso y otros minerales se muelen hasta que se convierten en polvo, formando el cemento Portland; que se almacena en silos y se transporta hasta las estaciones de empaquetado.

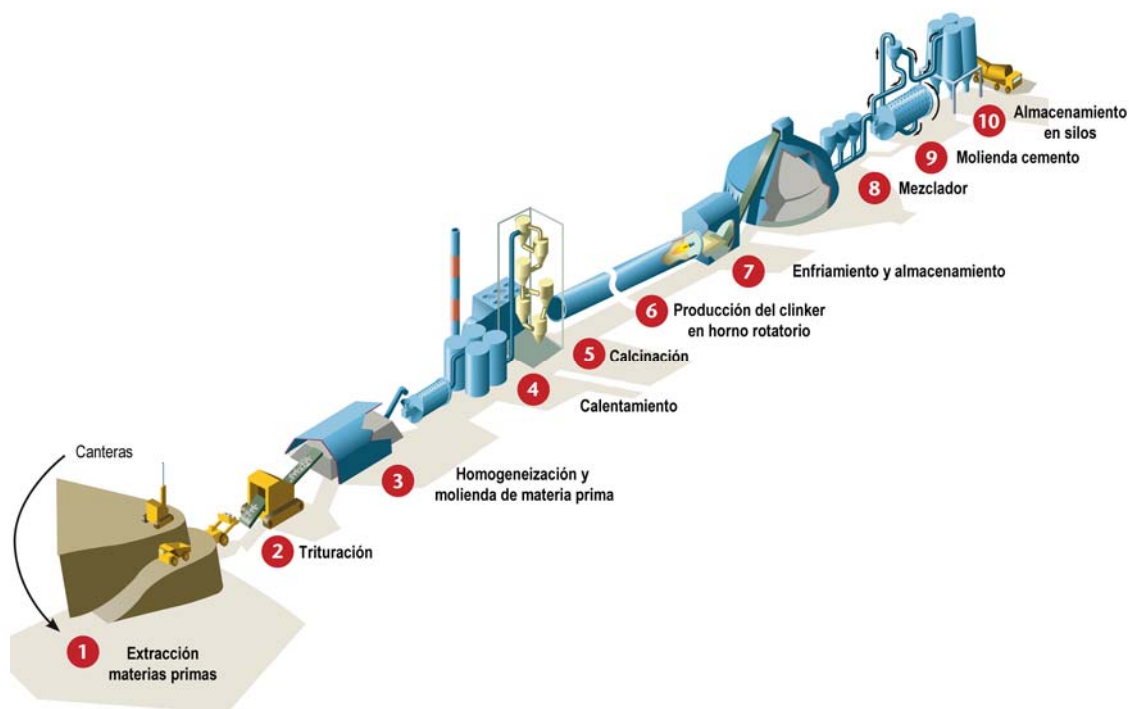


Figura 3.5 – Proceso de fabricación del cemento Portland (WBCSD, 2010)

Para producir 1 tonelada de *clinker* con un 65 % de óxido de calcio (CaO), son necesarias 1,16 toneladas de caliza, son incinerados entre 100 a 200 kg de carbón y son emitidos 0,74 kgCO_2eq a la atmosfera (Aïtcin, 2008). También se emite nitrógeno y sulfuro en pequeñas cantidades, que combinados con el oxígeno libre del aire, forman los óxidos de nitrógeno (NO_x) y el trióxido de azufre (SO_3). El NO_x y el SO_3 pueden contribuir a la formación de ozono fotoquímico y a provocar la lluvia ácida. Además, se genera polvo en los hornos durante la producción del *clinker*; que normalmente se reintroduce en dichos hornos, aprovechando este residuo. Sin embargo, cuando el contenido alcalino de estas partículas es muy elevado, los residuos no se pueden utilizar. De hecho, son almacenados, de forma que pueden contaminar el medio ambiente a través de procesos de filtración en el suelo (Aïtcin, 2008).

Tras la fabricación del cemento, se elabora el hormigón mediante la adición de arena, grava, agua y aditivos (si es el caso). Conforme el Real Decreto 1247/2008, del Ministerio de Fomento (visto en el apartado 3.2.1.5) se puede utilizar un máximo de un 20% de áridos reciclados respecto la masa de áridos gruesos. De esta manera, los hormigones estructurales deben utilizar tanto arenas y gravas naturales, conforme se ve en la figura 3.6.

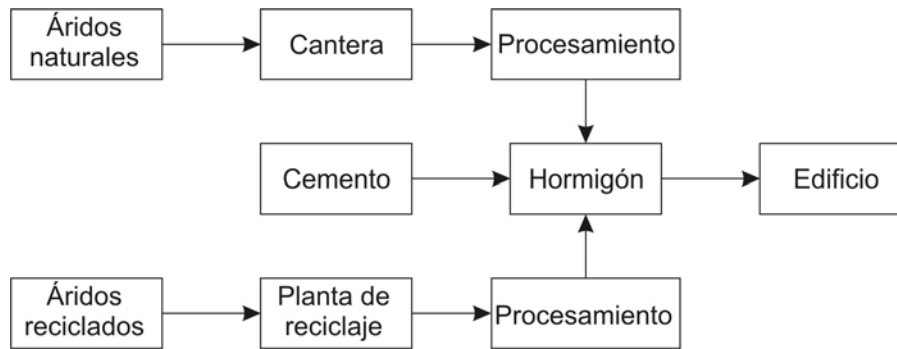


Figura 3.6 – Proceso de elaboración de hormigón con áridos naturales y áridos reciclados.

La obtención de los áridos naturales proviene principalmente de las canteras. Son triturados, tamizados y clasificados con destino a las fábricas de elaboración de hormigón o a particulares. Los áridos reciclados se obtienen mediante el procesamiento de los hormigones y residuos cerámicos en las plantas de reciclaje (mostrados en el apartado 3.2.1.3). Los áridos gruesos resultantes de este proceso son transportados a las fábricas de elaboración de hormigón o a particulares.

3.2.1.2 Posibilidades técnicas

Tam (2008), realiza una comparación entre los costes relacionados con el reciclaje del hormigón, y el destino habitual del hormigón en Australia, que es el vertedero. La autora describe los dos métodos empleados para conseguir los áridos: el método convencional, y la utilización de los escombros del hormigón. La ventaja del método convencional se basa en el alto grado de calidad de los materiales, y en la constancia de la materia prima disponible. En el segundo caso, la variación de la calidad es muy elevada, y la disponibilidad del material de demolición no es siempre constante. Este aspecto es corroborado por muchos autores, como por ejemplo Katz (2003), que afirma que el hormigón para una carretera hecho a partir de los residuos de demolición de otra carretera antigua, es más fiable que el de un centro de reciclaje, ya que los escombros de diferentes obras se mezclan en la planta de reciclaje.

A nivel internacional existen numerosos trabajos en el ámbito de los hormigones elaborados con áridos reciclados, principalmente a partir del año 1980 (Hansen, 1992). Los temas más trabajados son la durabilidad, y las características mecánicas del hormigón realizado con áridos reciclados. Así como los áridos naturales, la calidad de los áridos provenientes de los hormigones reciclados afecta directamente a las

propiedades de los nuevos hormigones. Se estudian algunas propiedades de los áridos reciclados, como el tamaño, la resistencia a la abrasión o la absorción del agua, entre otras.

3.2.1.2.1 Áridos finos y gruesos de antiguos hormigones

Los áridos influyen directamente a la porosidad, la permeabilidad, y la resistencia mecánica, entre otros factores. La proporción del contenido de áridos en el hormigón varía alrededor de un 70-80 %. Los áridos son los materiales más baratos que se utilizan en el hormigón, de modo que la calidad del producto final depende directamente de la calidad de los áridos. Los estudios sobre los áridos reciclados se dividen básicamente en dos tipos: los áridos gruesos de hormigón reciclado, con áridos finos naturales; y el grupo de los áridos finos y gruesos, parcialmente o totalmente formados con hormigón reciclado. El porcentaje de áridos reciclados también influye en las propiedades del hormigón endurecido. La absorción es un aspecto muy estudiado, puesto que el agua es el agente principal que puede degradar los materiales. El agua transporta agentes agresivos para el hormigón, que pueden causar problemas químicos y físicos en las estructuras, lo que afecta a su durabilidad (Levy y Helene, 2004).

Absorción de agua de los áridos – La absorción de los áridos reciclados de albañilería, hormigón o la mezcla de los dos, debe ser menor o igual a un 20 %, 10 % y 3 % respectivamente en la masa de los áridos (RILEM, 1994). Sagoe-Crentsil et al (2001), realizan un trabajo que consiste en estudiar una relación de áridos finos naturales y áridos gruesos reciclados en una proporción de un 46 % y 54 % respectivamente de la masa de áridos, según la normativa australiana de áridos. El ensayo sobre el porcentaje de absorción de agua revela que el árido grueso del hormigón reciclado tiene una absorción de un 5,6 % y que el árido grueso natural de basalto (árido de control en el ensayo) obtiene solamente el 1%. Los autores argumentan que esta diferencia se debe parcialmente a los residuos de morteros, que están presentes en el árido reciclado. Gómez-Soberón (2002), observó en su investigación que la absorción de agua en las muestras con áridos de hormigón reciclado variaba entre un 5,8-6-8 %, mientras que la absorción de los áridos naturales registraba valores de entre un 0,9-1,1 %.

Katz (2003) investigó los efectos de las muestras ensayadas a los 28 días en las plantas de hormigones prefabricados, que posteriormente fueran machacadas e incorporadas como áridos finos y gruesos en distintas proporciones en nuevos hormigones. Los estudios sobre la absorción del agua en estos áridos, demuestra que cuanto más fino es el árido machacado, mayor es la absorción de agua. Los áridos gruesos, comprendidos entre 9,5-25 mm tuvieron una absorción del 3,3 % a los 28 días. Los medios, entre 2,36-9,5 mm, obtuvieron una tasa del 8 %, y los finos, con tamaños menores de 2,36 mm presentaron una absorción de hasta el 12,7 % a los 28 días. Estas diferencias en la porosidad, se deben a la presencia más elevada del contenido de cemento presente en los áridos finos. El porcentaje de cemento antiguo en los áridos es del 6,8% para los gruesos, 13,2 % para los medios y un 24,5 % para los finos. En comparación, los áridos naturales poseen porosidades muy bajas, el porcentaje varía entre el 0,5-1,5 %.

Etxeberria et al (2007), encontraron valores de absorción del agua alrededor de un 0,9% para los áridos naturales y de un 4,5 % para los áridos gruesos reciclados. Los morteros son menos densos y más permeables al agua que el árido natural, ya que dependen de la edad del hormigón y de la cantidad de mortero presente en el árido reciclado (Gómez-Soberón, 2002). Los investigadores recomiendan que los áridos reciclados deben encontrarse saturados, antes de ponerlos en la mezcla, para que no disminuya la viscosidad del hormigón fresco debido a su absorción más elevada respecto a los áridos naturales. Levy y Helene (2004), midieron la absorción de los áridos naturales, del hormigón y de ladrillos reciclados. Los áridos naturales poseen una absorción de un 0,8 % y un 1,8 %, para los gruesos y finos respectivamente. Los áridos del hormigón reciclado marcan en este estudio una absorción de un 5,6 % para los gruesos y de un 10,3 % para los finos. Los áridos de ladrillo machacado obtuvieron absorciones del 7,9 % para los gruesos y del 13,0 % para los finos.

La *Gestora de Runes de Catalunya* realiza pruebas periódicas cada 3 meses, de los áridos tanto de hormigones como cerámicos, que se encuentran en las plantas de reciclaje con la intención de garantizar los valores máximos de absorción del material. Los áridos se separan por tipo de material (hormigón y cerámicos) como también por su granulometría. Se evalúan aspectos como la absorción del agua total, el porcentaje de sulfatos solubles, las densidades real y real saturada, entre otros. La diferencia entre los áridos de hormigón y los áridos cerámicos es evidente en estos puntos. El árido de

hormigón con una granulometría de entre 0-20 mm posee un 4,74 % de absorción de agua, mientras que los áridos cerámicos tienen una absorción de un 8,90 % para la misma granulometría (GRC, 2008).

Resistencias de compresión, tracción y flexión - En relación a la tensión de compresión, en las varias muestras ensayadas por Sagoe-Crentsil et al (2001), en el hormigón con áridos gruesos reciclados no existe una diferencia superior al 5 % respecto al grupo de hormigones con áridos naturales. Gómez-Soberón (2002), encontró una diferencia de un 11 % más baja, para los hormigones realizados totalmente con áridos finos y gruesos reciclados, respecto a los hormigones formados en su totalidad con áridos naturales. Sin embargo, cuando el porcentaje de áridos utilizado es alrededor del 30 %, la pérdida de la resistencia a la compresión es de un 5 %. La tensión a tracción del hormigón que utiliza áridos totalmente reciclados, es de un 10 % menor que el hormigón formado únicamente con áridos naturales, y se mantiene constante entre el período ensayado comprendido entre los 28 y 90 días.

Katz (2003) obtiene unos resultados distintos a los anteriores. Según su investigación, los valores de la resistencia a la compresión con AR gruesos y finos son un 24 % más bajos, si se comparan con el hormigón de control realizado con áridos naturales. Etxeberria et al (2007), buscaban obtener mezclas de hormigones con áridos gruesos reciclados, de tal manera que sus resistencias fuesen las mismas que el hormigón elaborado con áridos naturales. Las mezclas estudiadas tenían contenidos de áridos gruesos que variaban entre un 25 %, 50 % y 100 %. Los resultados de la investigación demostraron que el hormigón con un 25 % de áridos obtiene prácticamente las mismas resistencias a compresión y a tracción que el hormigón de control. Sin embargo los hormigones con el 100 % de los áridos gruesos reciclados deben aumentar su contenido de cemento en un 12 %, y también disminuir la relación agua/cemento en un 20 % para que se obtenga la misma resistencia que la de los hormigones convencionales. Para la misma cantidad de cemento, y la misma relación agua/cemento, la resistencia del hormigón con el 100 % de los áridos gruesos reciclados disminuye entre un 20-25 % a los 28 días, respecto al hormigón convencional (Etxeberria et al, 2007).

Khatib (2005), investigó los efectos de la adición de áridos finos reciclados de hormigón y de ladrillos en las características del nuevo hormigón. Los contenidos de absorción de los áridos de hormigón y de los áridos de ladrillo fueron de un 6,2 % y un 14,8 % respectivamente. Con estos datos, se podría suponer que la resistencia a la compresión y a la retracción del hormigón realizado con los áridos finos de ladrillo, serían menores que los hormigones hechos con áridos finos de hormigón reciclado. Sin embargo lo que sucede es justamente lo contrario. Las muestras se dividieron respecto a su contenido de áridos, entre un 25 %, 50 %, 75 % y 100 %, tanto para el hormigón reciclado, como para el ladrillo reciclado. Las resistencias a la compresión fueron las siguientes: 51 N/mm² para el hormigón de control; 44, 42, 40 y 38 N/mm² para las muestras con contenidos de áridos finos de hormigón reciclado entre un 25 %, 50 %, 75 % y 100 % respectivamente; y 51, 49, 45 y 47 N/mm² para las muestras con contenidos de áridos finos de ladrillo reciclado. Estos datos se refieren a la resistencia a los 90 días.

Lo que se puede observar, es que la resistencia a la compresión del hormigón con el 100 % de los áridos reciclados de hormigón, tiene un 27 % menos de resistencia que el hormigón de control. Por otra parte, la resistencia a la compresión del hormigón con el 100 % de áridos finos reciclados de ladrillo es un 8 % menor que el hormigón de control. Según Khatib (2005), estos valores se deben a las reacciones puzolánicas causadas por los contenidos de sílice y alúmina del ladrillo machacado, y del producto de la hidratación del cemento. Poon et al (2002), estudiaron los efectos de la adición de áridos reciclados de hormigón para la fabricación de bloques de hormigón. Los resultados de esta investigación son similares a los demás trabajos efectuados, con la disminución de la resistencia mecánica debido al aumento del contenido de áridos reciclados, disminución de la masa aparente y aumento de la retracción del hormigón.

Ajdukiewicz y Kliszczewicz (2002), analizaron los hormigones de alto desempeño realizados con áridos reciclados de hormigón. Estos áridos fueron recogidos de edificaciones demolidas que tenían entre 2 a 7 años de edad, construidas con hormigones de alto desempeño. Los autores ensayaron muestras de 6 grupos distintos. El primer grupo es el grupo de control, sólo con áridos naturales; el segundo grupo está formado por áridos reciclados de entre 2-16 mm y arena nueva de cuarzo. El tercer grupo se compone solamente con áridos de hormigón reciclado. Los otros 3 grupos

restantes son iguales a los anteriores, con la diferencia de que se añade un 3% en masa de cemento superplastificante y un 10 % en masa de cemento de humo de sílice.

La relación agua/cemento en todos los grupos varió entre un 0,3-0,4. Los resultados de los ensayos de las muestras indicaron que las adiciones de superplastificante y humo de sílice, aumentaron la resistencia a la compresión en más de un 50 %, y en algunas mezclas la diferencia llegaba al 70 %. Los hormigones con el 100 % de los áridos reciclados y con las adiciones anteriormente comentadas obtuvieron resistencias muy superiores al grupo de control. Las diferencias entre las resistencias variaron entre un 40-60 % más para el hormigón con los áridos 100 % reciclados y con las adiciones. La resistencia del hormigón fabricado con el 100 % de los áridos reciclados fue un 15 % más baja respecto al hormigón realizado con áridos naturales y con las adiciones. Respecto a la resistencia a la tracción sucede lo mismo. Los hormigones con las adiciones poseen resistencias más elevadas que el hormigón de control.

Otros factores – La fluencia del hormigón se ve afectada por el módulo de elasticidad. El módulo de elasticidad calculado por Gómez-Soberón (2002), para el hormigón que utiliza áridos totalmente reciclados es de un 10 % menor que el hormigón realizado sólo con áridos naturales. La diferencia del módulo aumenta un 18 % para los ensayos realizados a los 90 días. Esto quiere decir que el hormigón que utiliza AR se puede volver más vulnerable respecto a las deformaciones prolongadas. La retracción del hormigón con AR fue medida por Katz (2003), y los resultados muestran que el hormigón con el 100 % de áridos reciclados presentó una retracción del orden de 0,7 mm/m, y que el hormigón convencional compuesto por áridos naturales presentaba 0,32 mm/m. Los datos encontrados por Wang et al en China, citados en Li (2008), son muy similares a los anteriores, alrededor de 0,7 mm/m para hormigones con el 100 % de áridos reciclados. Li (2008), explica que la retracción más elevada de los hormigones con áridos reciclados se debe principalmente a dos factores. En primer lugar, la pasta de mortero antigua tiene una retracción mucho más elevada que los áridos naturales, y el otro factor es que la cantidad de agua necesaria para adecuar la mezcla al *slump* es más grande, lo que genera más vacíos y por lo tanto más retracción del hormigón.

También se desarrollan estudios para reciclar el agua del lavado de los mezcladores y de las hormigoneras. Según Sandrolini y Franzoni (2001), al final de cada día se puede encontrar una cantidad de hormigón en cada hormigonera que varía entre 200-400 kg. Este hormigón plástico se puede retirar mecánicamente con la adición de alrededor de 1.000 litros de agua. Sin embargo, toda esta agua no se puede descargar libremente, ya que el agua contiene una cantidad de partículas sólidas muy elevada, así como un pH característico. Los autores comentan que la práctica en las plantas de fabricación, es la de reciclar el agua por medio de cuencas de sedimentación y desechar los residuos sólidos en vertederos autorizados. Este agua debe tener unas características específicas para ser utilizada en hormigones, en los que las resistencias a la compresión a los 7 y 28 días deben ser de como mínimo del 90 % de la muestra de control hecha con agua destilada. Los resultados con agua reciclada de la limpieza de las hormigoneras, han demostrado que las resistencias a la compresión a los 28 días no son menores del 96 % de las resistencias respecto a cuando se utiliza agua destilada. Como informan Šelih y Žarnić (2007), la normativa EN 1008 relata que el contenido de partículas sólidas no debe ser superior al 1 % en masa. En la investigación realizada por Šelih y Žarnić, el contenido de partículas sólidas era de un 0,57 %, lo que garantizaba utilizar este agua en la fabricación del hormigón. El resultado de la investigación ha demostrado que el efecto del agua reciclada es mínimo en las mezclas de hormigones ensayadas.

Levy y Helene (2004), han estudiado los efectos de la carbonatación en la durabilidad de los hormigones producidos con áridos reciclados de hormigón y ladrillo. Las proporciones de los áridos utilizados fueron de un 20 %, 50 % y 100 % para áridos finos y gruesos de hormigón, como también finos y gruesos de ladrillo. Sin embargo, los áridos finos y gruesos de hormigón y ladrillos reciclados, se utilizaron en mezclas distintas. Los resultados de la profundidad de carbonatación obtenidos, indican que los niveles más bajos se lograron en las mezclas que poseen áridos reciclados en la composición de los hormigones, incluso en proporciones con hasta del 50 % de áridos reciclados. La explicación, como informan los autores, se debe a que el contenido de cemento utilizado para obtener la misma resistencia característica es más elevado que para el hormigón de control. Los autores añaden que en los áridos reciclados hay una proporción con mortero de cemento antiguo, con partículas de hidróxido de calcio que pueden aumentar las reservas de álcalis en los hormigones hechos con estos áridos.

Algunos de los factores que influyen en la baja utilización de los áridos reciclados, son la variación del desempeño, la disponibilidad de las edificaciones a ser demolidas para el continuo suministro del hormigón y la proporción de contaminantes, como por ejemplo, el yeso y la materia orgánica. El yeso en grandes cantidades en el hormigón, puede afectar a la durabilidad de la armadura, ya que tiene altas concentraciones de sulfatos (Khalaf y DeVenny, 2004). La materia orgánica, como los papeles y la madera, normalmente disminuyen la resistencia mecánica del hormigón, debido a su ligereza.

El Anejo 15 del Real Decreto 1247/2008, del Ministerio de Fomento relativo a la instrucción del Hormigón Estructural (EHE-08) recomienda la utilización de un 20 % de áridos reciclados en peso, sobre el contenido total de áridos para los hormigones estructurales. Sin embargo esta instrucción no prohíbe los valores superiores al 20 %, mientras que se hagan estudios específicos para los porcentajes superiores a lo recomendado. Este hormigón, se puede emplear tanto en hormigones de masa, como en los armados, para una resistencia de hasta 40 N/mm²; pero la normativa excluye al hormigón con áridos reciclados para utilizarse en aplicaciones de pretensado. La normativa también aborda la realización de una ficha para la identificación del árido reciclado y distinguir sus calidades. Esta ficha debe informar sobre el origen del árido, la empresa transportadora y los tipos de impurezas. Además, recomienda que se separen los áridos de los hormigones de resistencias muy distintas, y de esta manera conseguir una uniformidad en las propiedades de los áridos del hormigón reciclado.

El tamaño mínimo de los áridos reciclados para su utilización es de 4 mm. Una restricción de la instrucción, para que el árido grueso se pueda utilizar en hormigones estructurales, marca que sea necesario que el contenido de partículas que pase por el tamiz de 4 mm no sea superior al 5 %. Dicha precaución, intenta evitar que las partículas que contengan sólo la pasta de cemento se incorporen en la mezcla, y que la porosidad del nuevo hormigón sea más elevada. Los áridos reciclados pueden tener impurezas, mientras estén debajo de los límites establecidos por la normativa. Los máximos contenidos de impurezas son de un 5 % para el material cerámico; un 1 % para asfalto; un 1 % para partículas ligeras y un 1 % para otros materiales, como el vidrio, metales y plásticos.

La durabilidad del hormigón realizado con áridos reciclados también se trata, ya que la mayor porosidad de estos áridos provoca que el nuevo hormigón también sea más

susceptible a los ataques de los agentes atmosféricos. La instrucción EHE-(08) informa que la durabilidad de los hormigones con la incorporación de áridos reciclados con una tasa no superior al 20 % es compatible con el hormigón convencional. En tasas superiores al 20 %, hay que tomar medidas para disminuir los efectos provocados por el ambiente, como por ejemplo, aumentar los recubrimientos de la armadura, disminuir la relación agua/cemento, aumentar el contenido de cemento o utilizar plastificantes para aumentar la viscosidad de la mezcla para disminuir la cantidad de agua.

3.2.1.2.2 Otros tipos de residuos

Varias investigaciones realizadas en este ámbito, tienen por objetivo incorporar los residuos de otras industrias como los áridos para el hormigón. Los materiales más investigados son el vidrio, los neumáticos, los residuos de mármol y de botellas del tipo PET.

La incorporación de residuos de vidrio doméstico machacado como árido fino en las mezclas de hormigón es posible, como informan Polley et al (1998) y Park et al (2004). El trabajo elaborado por Polley et al (1998), demuestra que las botellas de vidrio se pueden incorporar como áridos finos para nuevos hormigones. Los resultados de la investigación indican que las características mecánicas del hormigón no se alteran significativamente, hasta con un 20 % de vidrio incorporado como áridos finos.

La investigación conducida por Park et al (2004), relata que la incorporación de hasta un 30 % de botellas de vidrio como áridos finos no altera de manera significativa las propiedades mecánicas del hormigón. De hecho, la resistencia a la compresión, tracción y a la flexión disminuyen un 0,6 %, 3,4 % y 3,2 % respectivamente respecto a la mezcla de control hecha con áridos finos naturales.

Park et al (2004), afirman que “el residuo del vidrio reciclado como árido es beneficioso para la conservación ambiental y económicamente ventajoso” (p. 2181-2182). Hay que tener en cuenta que el vidrio se debería reciclar para volver a ser vidrio, y no para transformarse en áridos para el hormigón. El vidrio utilizado como árido fino en el hormigón, no se puede separar de la pasta, ya que sus partículas machacadas tienen una medida de alrededor de 0,6 mm de diámetro. Por esta razón, el vidrio que se encuentra en el hormigón no se podrá reciclar para volver a hacer botellas. Se puede decir que el vidrio utilizado de esta forma, no favorece la conservación medioambiental, puesto que se necesitarán más recursos naturales para elaborar más botellas, porque las

que estén machacadas en el hormigón no se podrán recuperar. Polley et al (1998), destacan que la principal preocupación en relación con este tipo de árido, es que la sílice presente en el vidrio reacciona con los álcalis presentes en la pasta de cemento. Esta reacción álcali-sílice expande el hormigón, lo que puede ocasionar el deterioro de la estructura. Los estudios en las muestras realizadas con vidrio tras un período de 730 días, muestran una expansión 10 veces mayor respecto a los criterios máximos admisibles.

En el ámbito de los *composites* también se realizan trabajos que buscan sustituir algunos materiales vírgenes por residuos. Tawfik y Eskander (2006), estudiaron los efectos de la adición de las botellas PET (Tereftalato de Polietileno), y residuos de mármol en hormigones poliméricos. En este estudio, la intención es la de incorporar estos residuos en la mezcla de la resina de *composites* como GRP (*Glass Reinforced Plastics*), como un intento de disminuir los costes de fabricación de las resinas actuales, más que preocuparse por el impacto ambiental. Otro trabajo que utiliza plásticos reciclados como áridos gruesos para el hormigón fue realizado por Ghaly y Gill (2004). El contenido de plástico añadido como árido grueso variaba entre un 5 %, 10 % y 15 %. Los resultados de los ensayos a compresión a los 28 días, demuestran que la resistencia de los hormigones con un 15 % de plástico incorporado, es un 29 % menor respecto al hormigón elaborado únicamente con áridos naturales.

3.2.1.3 Proceso de reciclado

Los residuos de construcción y demolición se pueden componer por varios materiales; como ladrillos, hormigones, maderas y plásticos. Si dichos residuos sólo están formados por hormigón, no es necesario separar las partículas más pesadas de las más ligeras.

Por el contrario, si están formados por varios materiales, si que hay que separarlos para evitar contaminaciones entre los materiales. La separación minimiza las partículas contaminantes presentes en los áridos machacados y favorece el cumplimiento de los porcentajes de impurezas establecidos en las normativas. Los métodos de separación de los residuos de construcción y demolición existentes, pueden ser manuales o automáticos y en plantas fijas o móviles.

3.2.1.3.1 Reciclaje en planta fija

Los residuos de construcción y demolición que se encuentren mezclados y que tienen como destino alguna planta de reciclaje, pasan primero por una separación de tamaño, densidad, magnética y tipo de material. Esta separación puede ser tanto manual como mecanizada. En la separación manual existe un grupo de trabajadores que recolectan y separan los materiales en distintas terminales. Las figuras 3.7 y 3.8 ilustran un ejemplo del diseño de una planta de reciclaje de los residuos de construcción y demolición. La primera fase se basa en colocar los residuos en un alimentador-tamiz (*fingerscreener*) mediante una excavadora con pinza. Los residuos pasan por dos tamices, y se distribuyen en áridos finos, medios y gruesos. Posteriormente, los áridos finos se transportan mediante cintas transportadoras, directamente a su destino sin pasar por ninguna separación de material.

Los residuos medios y gruesos se transportan a las estaciones de separación, donde hay trabajadores que seleccionan los materiales contaminantes y los dirigen hacia sus respectivos contenedores. Cintas magnéticas colocadas en las cintas transportadoras de los áridos finos y medios, recogen los objetos que contengan hierro, y los depositan en contenedores específicos. Tras pasar por las cintas magnéticas, los áridos medios se trasladan y los trabajadores realizan una separación de los materiales, como por ejemplo: madera, metales que no contengan hierro y cartón, entre otros.

A continuación, los residuos medios se llevan por las cintas hasta el contenedor de los áridos. Los más gruesos pasan por un proceso similar, de modo que la separación la realizan más trabajadores. Se separan normalmente la madera y otros residuos de gran volumen; cartón, metales, áridos, trozos pequeños de madera y otros residuos, como el vidrio o el plástico. Lo que no se puede recoger, se coloca en montones al final del recorrido. Los residuos seleccionados se pueden procesar en la misma planta de reciclaje o son enviados a plantas de reciclaje específicas, lo que depende del tipo de residuo. Se puede observar que este proceso genera una gran cantidad de polvo, principalmente en el alimentador-tamiz. Los trabajadores deben utilizar mascarillas para evitar la inhalación del polvo, como también protectores auriculares, debido al ruido provocado por los movimientos de las cintas transportadoras y de los materiales.

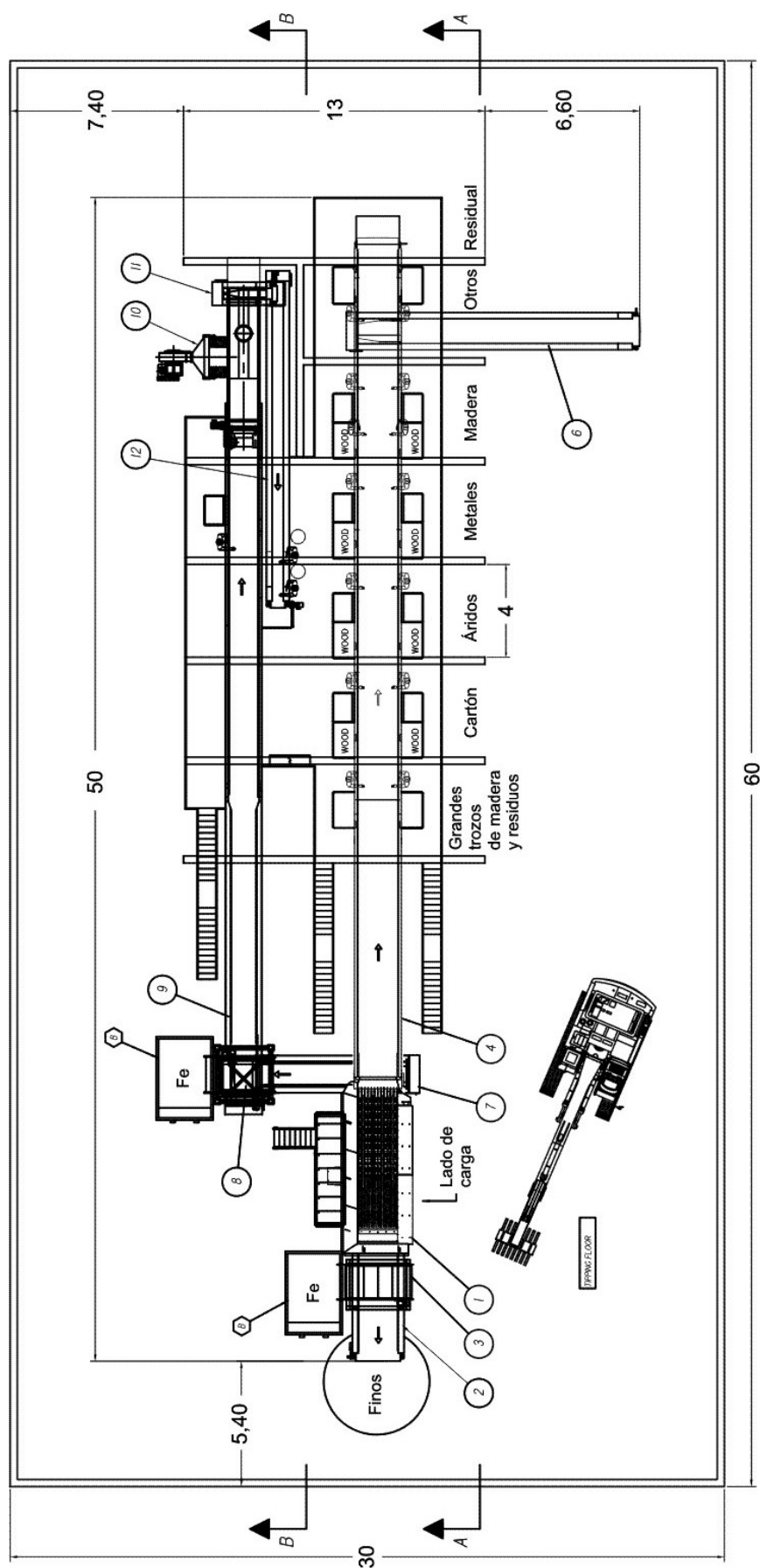


Figura 3.7 – Ejemplo de una planta de reciclaje de los residuos de construcción y demolición (erinrecycling.com)

Ítem	Descripción	Cant.	Ítem	Descripción	Cant.
1	Alimentador - tamiz	1	7	Estera media - 1,22m ancho X 7,00m largo	1
2	Estera de colecta de finos - 1,83m X 11m de largo	1	8	Cinta magnética separadora	1
3	Cinta rígida de separación magnética	1	9	Estación de separación - 1,22m X 17m hor. X 13,4m inclinado	1
4	Estación de separación - 1,83m X 25m hor. X 12m inclinado	1	10	Separador de partículas con chorro de aire	1
5	Estera bi-direccional de colecta de madera - 1,83m X 19,5m largo	1	11	Estera para áridos 0,60m ancho X 2,45m hor.	1
6	Estera de transición de madera - 1,22m X 12m	1	12	Estera para áridos 0,60m ancho X 2,45m hor. X 12,50m inclinado	1

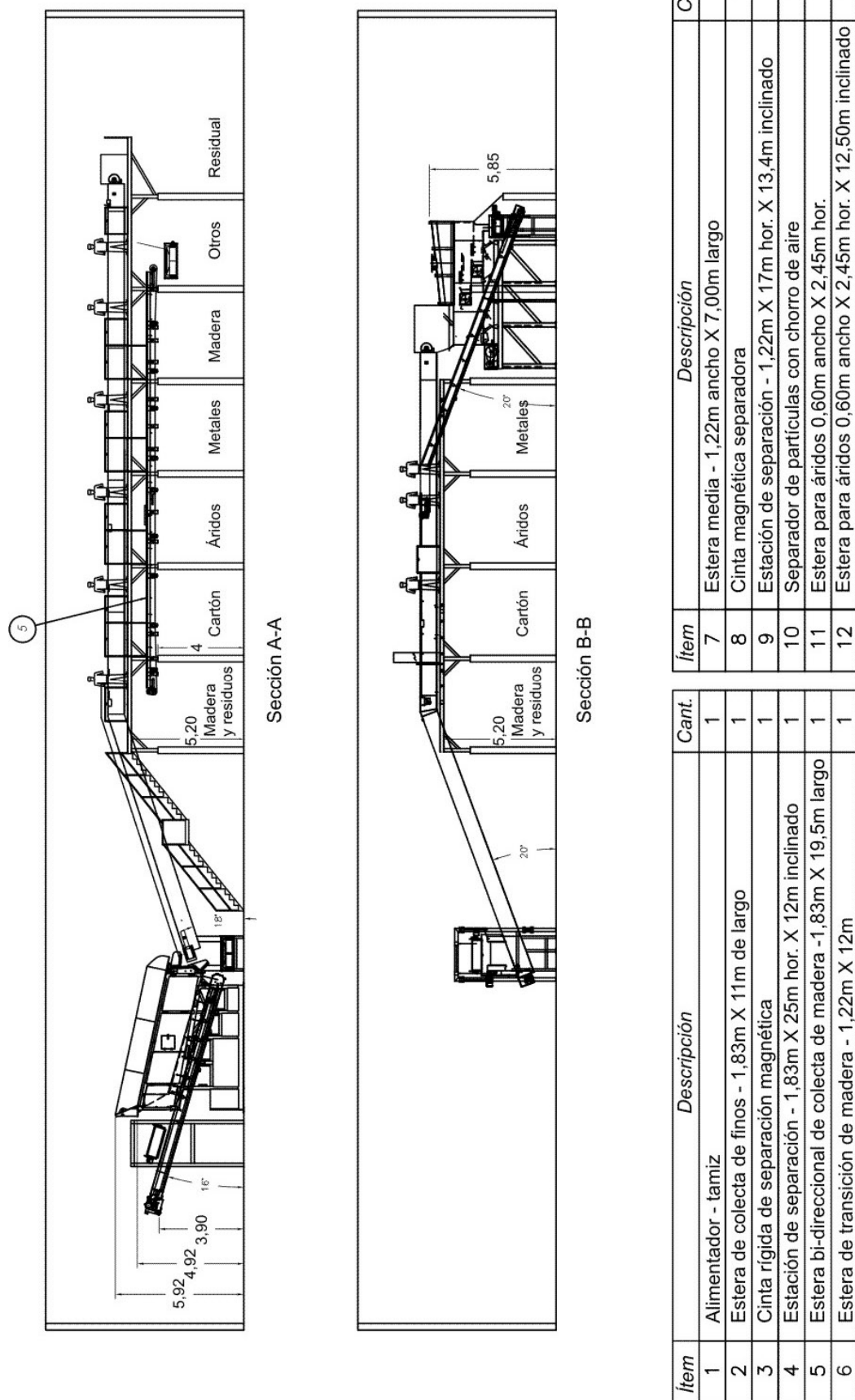


Figura 3.8 – Secciones de una planta de reciclaje de los residuos de construcción y demolición (erinrecycling.com)

Se han desarrollado estaciones de separación de residuos de construcción y demolición parcialmente o totalmente automatizadas, debido a la alta cantidad de polvo generado, y también para conseguir una productividad más elevada. Básicamente hay dos métodos automatizados para la separación de las partículas más densas respecto a las más ligeras: el método con agua y el método con chorros de aire. En el método con circulación de agua, los residuos más densos que el agua se hunden y se pueden separar de los residuos menos densos que el agua. La maquinaria está formada por un tambor horizontal giratorio de metal, impulsado neumáticamente, un tanque de decantación para reaprovechar el agua utilizada para la separación de los residuos, y por la maquinaria hidráulica necesaria para poner en marcha dicho equipamiento, como se puede ver en la figura 3.9.

El proceso de funcionamiento comienza llenando parcialmente el tambor con agua, para luego verter los residuos. El tambor gira y los materiales menos densos que el agua, como por ejemplo algunos tipos de madera, flotan; mientras que los materiales más densos, como el hormigón, se quedan en el fondo del tambor. De esta manera, los materiales ligeros y los pesados se recogen, y pueden pasar por una nueva separación o se depositan en un lugar específico; lo que depende de la composición de los residuos y de la separación que se quiera realizar.



Figura 3.9 – Equipamiento con tambor giratorio para la separación de los residuos de construcción y demolición, por densidades mediante el agua. (www.krausemanufacturing.com)

Otro método de separación de los residuos es mediante el tamaño de los materiales. La figura 3.10 muestra que esta técnica de separación, consiste en un tambor horizontal que posee dos cribados de diferentes tamaños para separar los residuos. Al

contrario que el otro sistema, este no requiere de agua para la separación, lo que puede generar polvo durante el tamizado. Este equipamiento se puede utilizar en conjunto con el anterior, lo que facilita la separación por densidad y tamaño.



Figura 3.10 – Separación de residuos por tamaño a través de un tambor con tamiz.
(www.krausemanufacturing.com)

3.2.1.3.2 Planta de reciclaje de les Franqueses del Vallès

Se visitó la planta de reciclaje automatizada de *les Franqueses del Vallès*, para observar como se realiza el proceso de separación y trituración de los residuos de construcción y demolición que llegan a una planta de reciclaje. En primer lugar los residuos se pesan, para prever el tipo de residuo que llega en los camiones. Las cargas más ligeras a las habituales, se dejan en el exterior para una futura inspección; ya que algunos cargamentos pueden tener placas de cartón-yeso. Es necesario realizarla, porque los sulfatos del yeso pueden influenciar en las prestaciones del hormigón elaborado con estos áridos reciclados. Las demás cargas con masas más compatibles (tipo residuos de hormigón o ladrillo) , se descargan directamente para ser procesadas en la planta. Los materiales con un índice elevado de humedad también se vierten en el patio de la planta, debido a que este material puede engancharse en las máquinas durante el proceso.

El proceso de separación empieza con el vertido del material entrante en una tolva de hormigón, posteriormente los residuos se dirigen a la primera etapa de separación mediante una criba con una malla de 150 mm. En esta primera criba ya se retiran los pedazos muy grandes de plásticos, de maderas y de cartón-yeso. Estos materiales se depositan en un contenedor marítimo de 6 m de largo. El material que pasó por la criba se transporta mediante cintas hasta un *trommel*; es decir, un tambor

con agujeros que forman un tamiz, como se ve en la figura 3.11. Este *trommel* posee 4 tamaños de agujeros: 80, 100, 120 y 150 mm. Esta máquina se utiliza para separar grandes residuos no deseados que hayan pasado por la criba, como por ejemplo pedazos largos de madera, pero finos.

Entre la criba y el *trommel*, hay dos trabajadores que recogen manualmente los residuos no deseados como el cartón-yeso, o grandes trozos de madera, como ilustra la figura 3.12. A continuación, los residuos que pasan por el *trommel*, pasan por la etapa de aplicación de chorros de aire para separar el papel u otros contaminantes de los residuos de hormigón o cerámicos. Posteriormente se separa el resto de los residuos ligeros de los más pesados, a través de flotación mediante agua. Tras todas estas separaciones, el residuo que continúa en el proceso, se tritura en el molino hasta en tres tamaños: finos, medios y gruesos. El precio de venta del árido reciclado es de 4 € la tonelada, según la información del gerente de la planta de reciclaje.



Figura 3.11 – Vista parcial del interior de la planta de reciclaje de residuos de construcción y demolición, en la que se puede apreciar el *trommel* y las tolvas con los materiales separados (GRC, 2010)



Figura 3.12 – Actividades de (a) descarga de los residuos entrantes en la planta y (b) de separación manual de algún residuo que haya pasado por los procesos mecanizados anteriores (GRC, 2010)

Las tarifas de los residuos de construcción y demolición varían según el grado de limpieza del material que entra en la planta de reciclaje. La *Gestora de Residuos de Catalunya* utiliza una clasificación para los residuos que llegan a las plantas de reciclaje bajo su administración. Se divide en tres, de modo que las tarifas se aplican en función de la densidad de los residuos. La tarifa más baja se destina a la clase I, con una densidad superior a $1,45 \text{ t/m}^3$, la clase II tiene una densidad de entre $1,1$ y $1,45 \text{ t/m}^3$ y la clase III presenta una densidad inferior a $1,10 \text{ t/m}^3$. El precio pagado en cada clase se presenta en la tabla 3.1. La clase I engloba a los residuos de construcción y demolición de origen pétreo, como el hormigón, los materiales cerámicos y el yeso entre otros; que no contengan materiales impropios como metales, plásticos o maderas. Los residuos de la clase II son de origen pétreo, y a la diferencia de la clase I, pueden tener una pequeña cantidad de materiales impropios. La clase III la forman materiales pétreos con una gran cantidad de materiales impropios y la clase IV se refiere a materiales de origen no pétreo.

Tabla 3.1 – Tarifas pagadas en las plantas de reciclaje operadas por la *Gestora de Residuos de Catalunya* y por los vertederos legalizados, para los diferentes tipos de residuos de construcción y demolición (Almanzor, 2010¹⁹).

Tipo de residuos	Planta de reciclaje (€/t)	Vertedero (€/t)
Tipo I	4,70	7
Tipo II	7	9,80
Tipo III	14	25
Tipo IV	-	90

¹⁹ Datos enviados por Laura Almanzor de la *Gestora de Residuos de Catalunya* por correo electrónico el día 15 de junio de 2010.

Se puede observar que el valor pagado por los residuos que están totalmente mezclados, es decir, clasificados como clase III, es un 300 % superior al valor de los residuos limpios, clasificados como clase I en las plantas de reciclaje. La diferencia entre las mismas clases en los vertederos, es un poco más elevada, cerca de un 350 %. Se puede ver que los valores practicados en los vertederos son más elevados que los de las plantas de reciclaje, con la intención de fomentar el aprovechamiento de los residuos de construcción y demolición. De esta forma, la persona que quiera desechar los residuos en un vertedero legalizado, será penalizada con tarifas más elevadas. La clase IV no se acepta en las plantas de reciclaje de los residuos de construcción y demolición. Por ejemplo, los precios practicados en la planta de reciclaje de Salmedina²⁰, situada en el término municipal de Madrid, son de 6,45 €/t para los residuos de hormigón y hormigón armado que contengan como máximo un 5 % en peso de impurezas, y de 14,50 €/t para los residuos mezclados.

Se podría revalorizar mucho material, pero en realidad no se consigue, no significa que sea culpa del sistema de separación de los residuos de las plantas de reciclaje; sino que es un fallo de diseño, de concepción del producto que está siendo separado.

Son productos que en su mayoría se encuentran adheridos a otros, y que no se pueden separar fácilmente, con lo cual se pierden muchos recursos materiales y energéticos.

Es uno de los problemas asociados a los hormigones y morteros, ya que en su mayoría están adheridos a otros productos como el acero, baldosas cerámicas, plásticos y vidrio (como es el caso de las fibras de polipropileno o de las fibras de vidrio de los *composites*). La gran demanda local de la arena y de la piedra para hormigones y morteros, es un factor que muestra la gran utilización de estos materiales.

La baja energía incorporada del hormigón, es posible debido a que la mayoría de su masa está formada por arenas y gravas, ya que la fabricación del cemento requiere grandes cantidades de energía. Desde el punto de vista energético y de los gases de efecto invernadero es un material que puede considerarse de bajo impacto ambiental.

²⁰ Precios relativos al año de 2010. disponible en: http://www.salmedinatri.com/tarifas_2008.php

Por otra parte, cuando se analiza el producto bajo el concepto del reciclaje, se percibe que el hormigón no cierra el ciclo de los materiales.

3.2.1.3.3 Reciclaje en planta móvil

Una alternativa para reciclar los residuos de construcción y demolición, es utilizar equipamientos móviles. La ventaja más evidente de estos equipamientos móviles es el ahorro en términos económicos y una reducción de las emisiones de CO₂. El transporte de los residuos que se realiza normalmente desde la obra de demolición, hacia la planta de reciclaje no es necesario. Todo el residuo que se puede transformar en áridos reciclados, pasa por estas máquinas en la obra. Los residuos restantes que no se pueden transformar en áridos reciclados, y que se encuentran presentes en la obra en grandes cantidades, tienen que ser entregados a las plantas de reciclaje.

Los equipamientos móviles para triturar los residuos se utilizan normalmente en grandes edificaciones, puesto que la gran cantidad de escombros que se pueden transformar en áridos, posibilita el desplazamiento de las máquinas hasta el lugar de la obra. Una posible ventaja, es que estos equipamientos tienen un coste más bajo que las plantas de reciclaje fijas, y que existe la posibilidad de transportar estos equipamientos fácilmente, dependiendo de la demanda. Las trituradoras tienen que ser compactas para que se puedan transportar mediante los remolques de tamaños convencionales. La figura 3.13 muestra las dimensiones de un modelo de trituradora muy utilizada. Se puede comprobar que la dimensión máxima del equipamiento es de 12,5 m de largo y de 2,78 m de ancho, para realizar su transporte sin problemas.

El funcionamiento para transformar los residuos de demolición y construcción en áridos reciclados es el siguiente. En primer lugar se colocan los residuos en la tolva de la machacadora. Las tolvas normalmente utilizadas poseen una capacidad de entre unos 4-7 m³ de residuos. El fondo de la tolva es una malla vibradora con un pre-cribado. Esta malla sirve para recoger las partículas más pequeñas que entran en la tolva de la machacadora sin la necesidad de ser trituradas. Se pueden separar de las demás partículas por una cinta transportadora lateral, como se puede observar en la figura 3.14 (a) o dirigir las hacia la cinta transportadora principal. Las grandes piezas se Trituran y pasan por la cinta transportadora principal, para que se acumulen en un lugar determinado. En la primera parte de la cinta transportadora hay un separador magnético

permanente que separa las partículas que contengan hierro de las demás, como se muestra en la figura 3.14 (b).

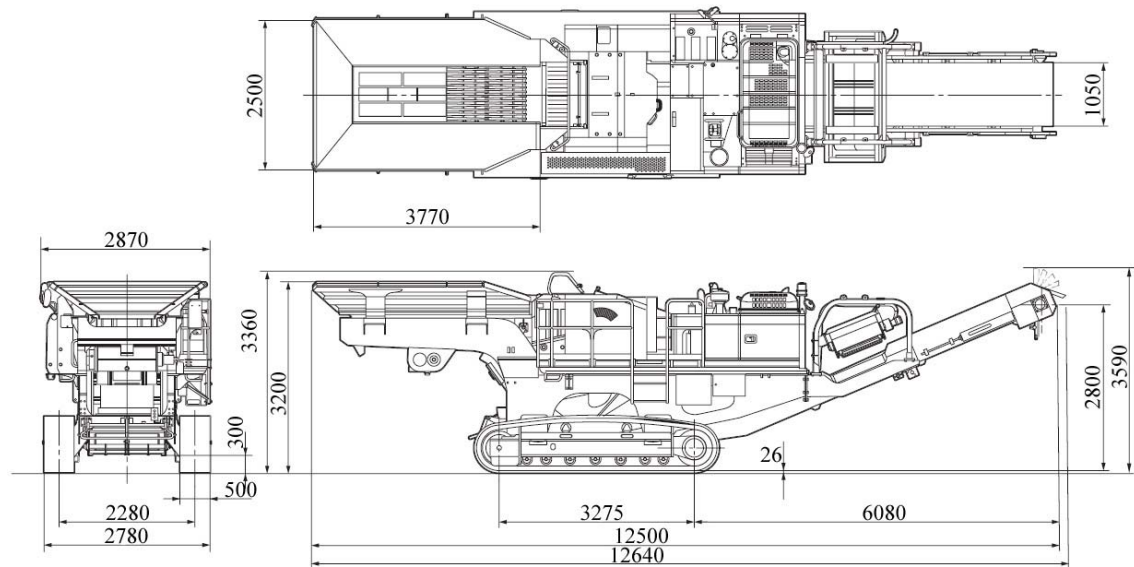


Figura 3.13 – Dimensiones típicas de una trituradora (komatsucrusers.com)

Los magnetos pueden ser de dos tipos: electromagnetos y magnetos permanentes. Los magnetos permanentes retienen la fuerza magnética durante más tiempo que los anteriores, sin ningún aporte de energía. Los magnetos permanentes son los más utilizados en los equipamientos de reciclaje de los residuos de construcción y demolición; existiendo básicamente tres tipos, que son los más comercializados. El primero es el magneto cerámico, formado por carbonato de bario y óxido de hierro; es el más difundido, ya que tiene menos costes de fabricación, sin embargo, sus propiedades magnéticas son más bajas respecto a los otros tipos. El segundo se forma con una mezcla entre aluminio, cobalto y níquel. Se conoce como “alnico”, y su fuerza magnética es un 40% superior a los cerámicos; pero son más caros y se pueden desmagnetizar más fácilmente. El tercer tipo se constituye por metales raros, como boro, hierro y neodimium. Este magneto tiene un precio más elevado que el alnico, sin embargo su fuerza magnética es de unas 20 veces mayor (Graveman, 200?).



Figura 3.14 – (a) Cinta transportadora lateral y (b) separador magnético colocado sobre la cinta transportadora principal (HARTL Anlagenbau GmbH, www.powercrusher.com)

Las poleas con cabeza magnética son equipamientos muy sencillos y económicos, poseen materiales magnéticos en la cara exterior de las mismas, que atraen las partículas metálicas. Estas poleas se fabrican con las mismas dimensiones que las poleas convencionales, para que no se necesario ningún tipo de adaptador. El funcionamiento de los magnetos de suspensión utilizados en las trituradoras móviles, es similar a las poleas magnéticas, con la diferencia de que los magnetos de la trituradora se encuentran por encima de la cinta transportadora. Se colocan transversalmente respecto a la cinta transportadora principal, los residuos magnéticos se recogen y se liberan al lado de dicha cinta.

Uno de los inconvenientes de estas máquinas trituradoras respecto a las plantas de reciclaje, es el desgaste más elevado, debido a que los residuos machacados por las máquinas móviles contienen materiales diversos que perjudican a las trituradoras.

Las trituradoras de las plantas de reciclaje tienen una vida más larga, ya que los residuos se clasifican y se separan antes de que las machacadoras realicen su trabajo.

Durante el día de la visita técnica a la planta de reciclaje de *les Franqueses del Vallès*, también se pudo observar la trituración y separación de los residuos en una planta de reciclaje móvil. Sin embargo, el funcionamiento de la planta de reciclaje móvil no se requiere todo momento. Depende de la cantidad y la calidad del residuo que llega a la planta. Durante el funcionamiento de la planta móvil de reciclaje, se pudo observar que las operaciones generaban mucho ruido, además de más polvo. La maquina trituraba y separaba los residuos en tres tamaños de áridos; finos, medios y gruesos. Los áridos triturados se emplean más como subbase de carreteras, rellenos y en hormigones para mobiliario urbano.

3.2.1.3.4 Plantas de producción de hormigón

Muchas empresas disponen de equipamientos para el reciclado del hormigón, con el propósito de disminuir el impacto ambiental, y ahorrar los costes del vertido del hormigón residual de las hormigoneras en el vertedero. El porcentaje del hormigón que se queda en las hormigoneras es de aproximadamente un 3 %, según Bibko Umwelttechnik & Beratung GmbH (2008). Cuando hablamos de hormigón, este porcentaje representa muchas toneladas. La capacidad de lavado del hormigón residual varía según la capacidad de los depósitos y de la potencia de los motores, pero se sitúa entre 10-30 m³/h. El proceso es sencillo, como se muestra en la figura 3.15 y tiene como objetivo separar la arena y la grava del cemento antes de que se produzca el fraguado.

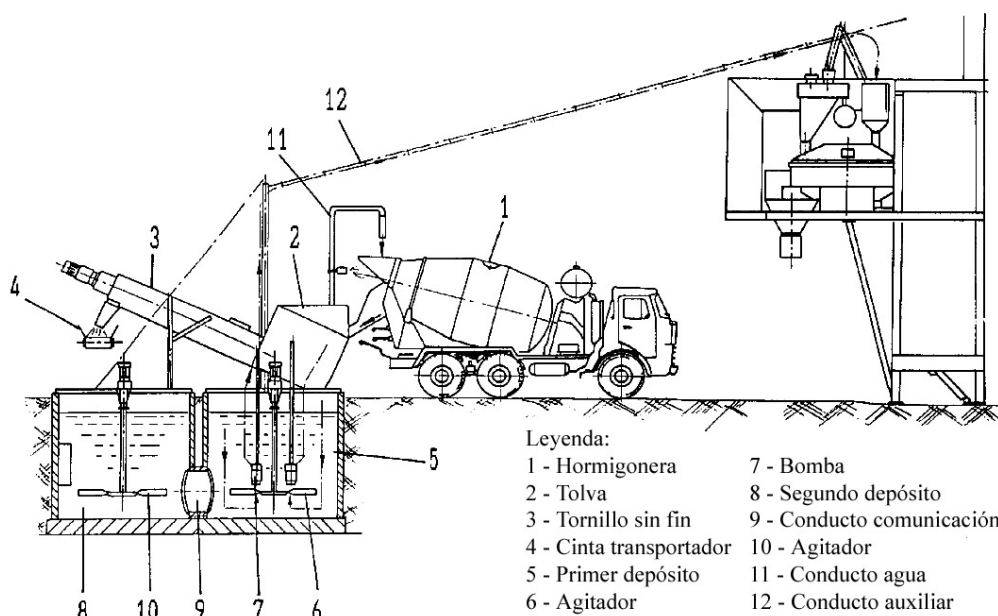


Figura 3.15 – Reciclaje de los áridos y del agua, en un circuito cerrado en la planta de producción del hormigón (Francisco y Francisco, 1993)

La hormigonera que llega a la planta de hormigón, se dirige a una pequeña planta de reciclaje de estos residuos que se encuentra al pie de la fábrica productora de hormigón. El hormigón residual, todavía en estado fluido se lava en una tolva. Esta tolva dispone de una parrilla vibrante en su base, y el agua contenida en la tolva separa los áridos de las partículas del cemento. Así, las partículas más grandes de 0,2 mm se separan y se transportan, posibilitando una separación adicional de los materiales.

Posteriormente los áridos se pueden dirigir a un depósito mediante una cinta transportadora, o acumularse en un contenedor allí mismo. Las partículas más pequeñas junto con el agua, se dirigen hacia un depósito con agitador. La función de este

depósito, es mantener las partículas suspendidas en el agua para que puedan ser reutilizadas en futuras mezclas. Otra función de los depósitos es reutilizar el agua en la tolva, o lavar el interior de la hormigonera con el posterior vertido del contenido de la hormigonera en dicha tolva. Los áridos retirados también se incorporan en futuras mezclas.

Con este equipamiento se pueden reutilizar los áridos y el agua residual. También se ahorra en el transporte, ya que las hormigoneras no necesitan depositar el hormigón en un vertedero. Un aspecto a mejorar, es que la arena y la grava se depositan en el mismo sitio, es decir, tienen que ser cribados nuevamente antes de ser incorporados a las futuras mezclas de hormigón.

El sector de los componentes prefabricados también posee equipamientos para la recuperación de los materiales que forman el hormigón. La operación de separación de la arena y la grava, de las partículas de cemento es básicamente similar a la operación realizada en las plantas de producción de hormigones. Sin embargo, la diferencia radica en la clarificación del agua gris excedente del lavado.

La idea es que el agua gris pase por un tratamiento para que se pueda utilizar en la producción del hormigón de la planta de prefabricación. La figura 3.16 muestra el esquema de funcionamiento del reciclaje del hormigón y del agua residual.

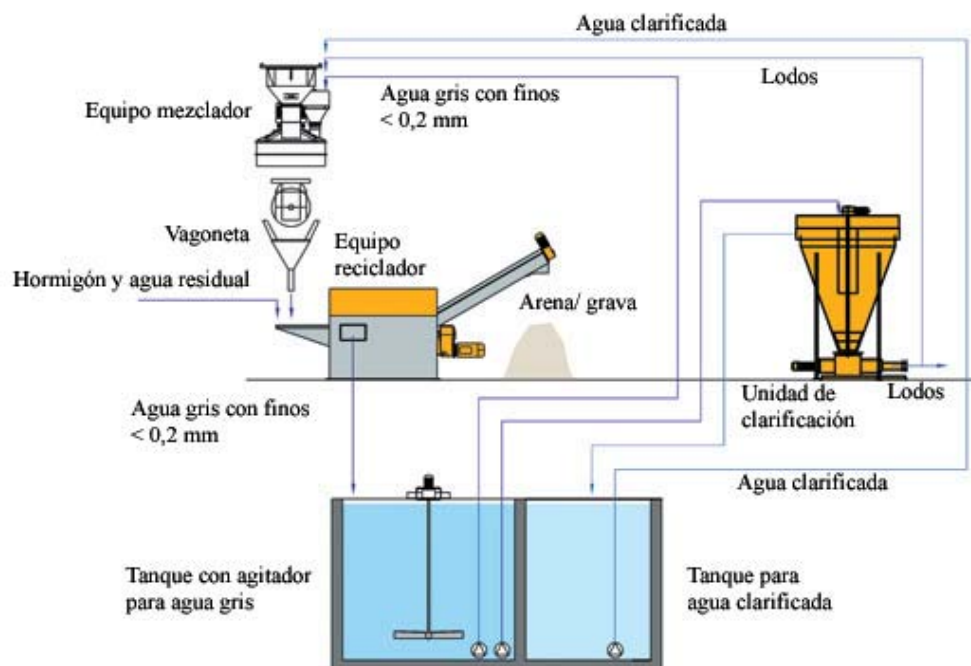


Figura 3.16 – Reciclaje de áridos y agua en un circuito cerrado en una planta de prefabricados (Bibko Umwelttechnik & Beratung GmbH, 2008)

Las plantas de prefabricados suelen ser muy grandes y los materiales que pasan por el proceso de reciclaje se transportan mediante una vagoneta automática, puesto que las distancias entre las centrales de producción del hormigón y los recicladores pueden ser elevadas. A diferencia del reciclado de las hormigoneras, donde el camión llega hasta el reciclador, aquí el transporte del hormigón residual se puede realizar por vagonetas o por bombas que se encuentran en las estaciones de bombeo.

3.2.1.3.5 Separación por ondas de choque

Se están realizando esfuerzos dirigidos a implementar nuevas maneras de trituración del hormigón. Linß y Mueller (2003), desarrollaron un método de trituración basado en ondas de choque generadas por descargas eléctricas bajo el agua. La tensión causada por las ondas de choque, actúa directamente en la unión entre la pasta de cemento y los áridos. La figura 3.17 muestra un esquema de la máquina, donde el hormigón pretriturado se coloca en un contenedor lleno de agua, que se cierra y recibe las ondas de choque. El material más fino deja el contenedor mediante unas perforaciones, de manera que el material que se encuentra en el contenedor se retira para ser tamizado posteriormente.

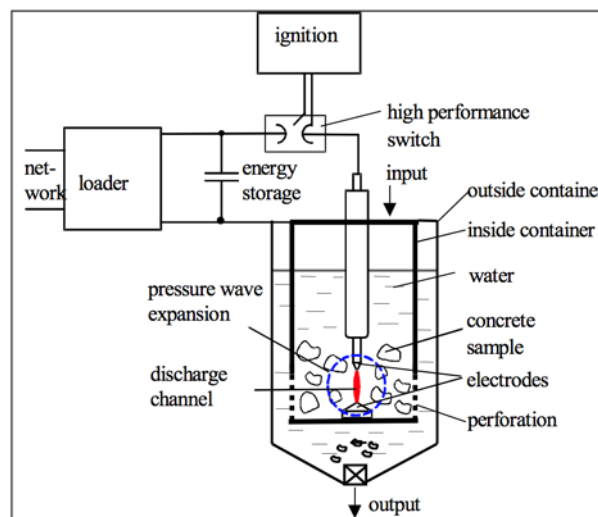


Figura 3.17 – Esquema de la máquina separadora de los áridos y de la pasta de cemento (Linß y Mueller, 2003)

La energía necesaria para este proceso es alrededor de 44-80 MJ/t, según datos verificados por Linß y Mueller (2003). Esta gran cantidad de energía, se debe a los impulsos eléctricos necesarios, de manera que cuantos más se produzcan, más áridos se

separaran de la pasta de cemento. El tamaño mínimo de los áridos, para que puedan ser separados completamente de la pasta de cemento es de 2 mm; ya que con valores inferiores, se retiran conjuntamente con la pasta de cemento. Actualmente este método posibilita separar los áridos de entre 2-16 mm de la pasta de cemento, en una tasa del 50 %. Esta alternativa facilita que los áridos recuperados vuelvan a convertirse en materias primas, que pueden utilizarse en hormigones estructurales en su totalidad.

3.2.1.4 Comparativas ambientales

La producción mundial de cemento es responsable del 3,4-5,0 % de todas las emisiones de dióxido de carbono (WBCSD, 2010; Hendricks et al, 2004 y Hanle, 2004). Las emisiones de CO₂ para la fabricación del cemento se situaron en 1.130 millones de toneladas en el año 2001 (Davison et al, 2001), y de 1.800 millones de toneladas en el 2005 (IEA, 2007). La energía incorporada para la fabricación del cemento se sitúa entre 3,4-5,3 GJ/t, con un promedio de 4,4 GJ/t, de manera que la mitad de toda esta energía se concentra durante la fase de las reacciones químicas para la obtención del clinker (IEA, 2007 y Kumar et al, 2006). El promedio de CO₂ emitido se encuentra entre 0,65-0,92 kgCO₂/kg de cemento producido. Pero según Aïtcin (2008), se emiten cerca de 0,8-1,2 kgCO₂/kg de cemento producido.

Wilburn y Goonan (1998), estimaron que la energía necesaria para procesar una tonelada de hormigón en áridos reciclados es de 34 MJ; para tratar una tonelada de áridos reciclados de asfalto se requieren 16,5 MJ; para gestionar una tonelada de áridos naturales se necesitan 5,8 MJ para arenas y 54 MJ para piedras machacadas. Según Berge (2001), para los áridos naturales son necesarios 1,7-3,7 MJ por tonelada. La elevada diferencia de energía entre los áridos reciclados y los naturales, se debe principalmente al trabajo consistente en identificar y remover materiales como la madera, el vidrio y el plástico, de los residuos de construcción y demolición, para que posteriormente se puedan machacar los hormigones y transformarlos en áridos reciclados. Los datos presentados anteriormente no incluyen las energías necesarias para la demolición del edificio y transporte de los residuos de demolición para plantas de reciclaje. Los valores energéticos en relación al transporte de los áridos son de 2,7 MJ/t-km para la arena, y 3,8 MJ/t-km para los áridos gruesos y los áridos reciclados (Wilburn y Goonan, 1998).

Por otra parte, una investigación realizada por Estévez et al (2003), pudieron comparar algunos datos ambientales entre los áridos vírgenes y los áridos reciclados. Los parámetros analizados fueron el dióxido de carbono, la acidificación y la eutrofización; observando que los áridos reciclados posibilitan disminuir los impactos ambientales en relación a estos factores. Las emisiones de dióxido de carbono liberadas para la producción de los áridos reciclados fueron de 3 kg/t de árido, mientras que para producir una tonelada de áridos vírgenes se emiten entre 6,9-7,7 kg de CO₂ a la atmósfera. Estas diferencias se deben a la menor distancia necesaria para el transporte del árido reciclado respecto al árido virgen, y al proceso de triturado del árido reciclado que también emite menos dióxido de carbono.

Las emisiones de NO_x (eutrofización) de los áridos reciclados son de casi 50 g/t de árido, mientras que la extracción, el transporte y la transformación de los áridos vírgenes emiten 100 g/t, lo que significa que los áridos vírgenes emiten un 50% más de NO_x que los reciclados. Las emisiones de SO₂ (acidificación) producidas por los áridos reciclados corresponden a un 22,4 % y un 12 % respectivamente de las emisiones producidas por la grava y la arena virgen.

La carbonatación del hormigón se puede entender como una forma de atrapar el CO₂, y así disminuir su impacto ambiental. Este proceso es una reacción química, en la cual el hidróxido de calcio presente en el cemento reacciona con el dióxido de carbono presente en el aire, y se forma carbonato cálcico. La carbonatación eleva la resistencia del hormigón al cabo de los años. Sin embargo, cuando se utiliza acero como refuerzo de las estructuras de hormigón, puede producirse un problema, ya que la carbonatación disminuye el pH del hormigón; pudiendo ocasionar la oxidación de la armadura de acero, con los consecuentes problemas estructurales.

Dodoo et al (2009), estudiaron el ciclo del carbono en un edificio con la estructura realizada en hormigón y otro con estructura de madera. El trabajo ha demostrado que la fase de fabricación es la que más dióxido de carbono emite. Los autores realizaron cálculos para determinar la cantidad de dióxido de carbono absorbido por el hormigón a través de la carbonatación, durante el ciclo de vida del mismo; que se dividía en construcción, uso de la edificación durante 100 años, y su uso posterior a los 100 años de vida útil. Lo que se puede observar, es que el hormigón reciclado tiene una alta tasa de absorción de CO₂ respecto al hormigón que se utiliza como estructura, como muestra la figura 3.18.

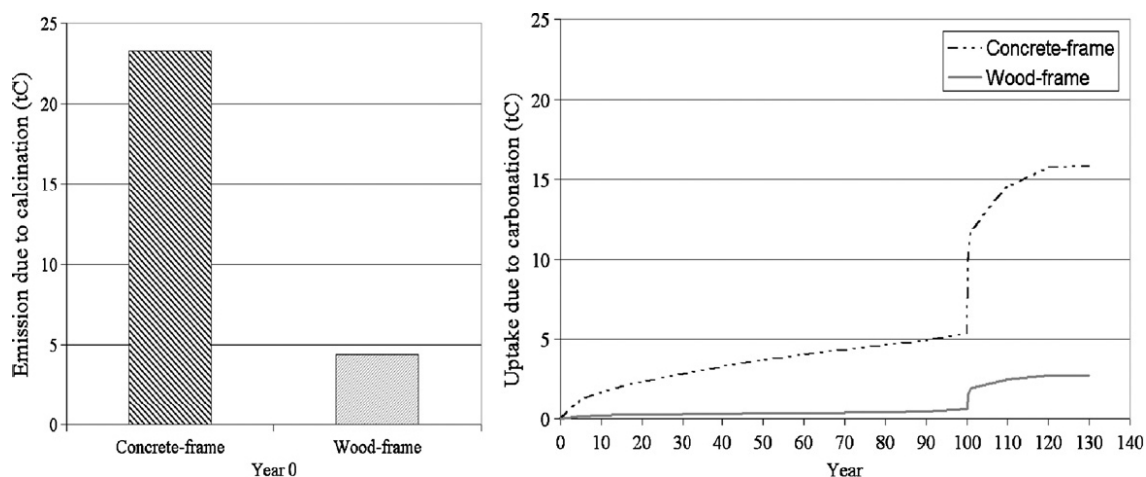


Figura 3.18 – Carbono emitido en la calcinación del cemento (izquierda), y la tasa de carbonatación del hormigón durante un uso de 100 años, y después de la demolición (derecha) para un edificio de hormigón y de madera (Dodoo et al, 2009)

Esta absorción se debe principalmente al área de exposición del hormigón machacado, que es mucho más elevada en los patios al aire libre, que en el interior de los edificios. La diferencia más acentuada se centra en los primeros 4 meses del hormigón demolido. Comparado con el carbono emitido en la calcinación del cemento, el hormigón puede absorber hasta un 68 % del dióxido de carbono emitido, para un uso de 100 años, con el posterior reciclaje de dicho hormigón. Sin embargo, los recursos energéticos no renovables utilizados para machacar y transportar el hormigón hasta las plantas de reciclaje, no posibilitan una ganancia elevada. La carbonatación en el edificio con estructura de madera se debe al hormigón utilizado en las cimentaciones. La tasa de carbonatación es menor porque el hormigón que se encuentra bajo tierra reacciona más despacio que el hormigón expuesto al aire.

El beneficio de la carbonatación de la antigua estructura de hormigón machacado del edificio analizado es de 4,7 t de carbono en los primeros 4 meses y las emisiones para machacar dicha estructura es de 6,1 t de carbono. Por otra parte, la estructura de acero recuperada durante la operación de machaqueo y separación del hormigón es beneficiosa para el ciclo del carbono, puesto que el acero extraído de la estructura se puede reciclar como chatarra para nuevos aceros.

3.2.1.5 Organismos y normativas específicas

El Real Decreto 1247/2008, del Ministerio de Fomento relativo a la instrucción del Hormigón Estructural (EHE-08) dispone de datos sobre la utilización de hormigones que contengan áridos reciclados un sus composiciones. Esta normativa informa sobre la cantidad máxima de áridos reciclados que se pueden utilizar en las composiciones de los hormigones estructurales, y de usos no estructurales, así como de los tamaños mínimos de los áridos y el máximo contenido de impurezas, entre otros aspectos. El capítulo VI del referido Real Decreto informa que los áridos, tanto finos como gruesos, deben tener un coeficiente de absorción $\leq 5\%$ en masa total del árido, cuando la proporción de los áridos gruesos reciclados sea superior al 20 %. Sin embargo, el Anejo 15 de la misma instrucción que trata sobre áridos reciclados, relata que para un máximo de un 20 % de áridos gruesos, el coeficiente máximo de absorción para los áridos reciclados será de un 7 % y de hasta un 4,5 % para los áridos naturales. Como se ha visto anteriormente, los áridos reciclados suelen tener tasas alrededor de este valor, y los naturales se sitúan cerca del 1 %.

La organización *Réunion Internationale des Laboratoires et Experts des Matériaux, systèmes de construction et ouvrages* (RILEM), elaboró una recomendación técnica denominada 121-DRG *Guidance for Demolition and Reuse of Concrete and Masonry*, relativa a los áridos reciclados para el hormigón. Los áridos reciclados de hormigón y de ladrillo, se clasifican en tres categorías, según la recomendación de RILEM (1994). El tipo I se refiere a los áridos generados por los escombros de albañilería; el tipo II se designa a los áridos que provienen de los residuos del hormigón, mientras que el tipo III los forman los áridos que contengan tanto residuos de ladrillo como de hormigón. Esta clasificación es útil para los áridos con más de 4 mm de diámetro. Existen criterios adicionales para el grupo III: el contenido de los áridos naturales debe ser de un 80 % en masa del contenido total de los áridos, y el contenido máximo del grupo tipo I debe ser de un máximo del 10 %. La normativa también limita la absorción del agua para las distintas categorías de los áridos reciclados, como también cita valores máximos para los contaminantes. Las plantas de tratamiento de residuos inertes como la de Salmedina, en Madrid, y la de *les Franqueses del Vallès*, en Barcelona, utilizan esta recomendación.

3.2.1.6 Mercado

Se entiende por árido natural los productos formados por arenas y piedras machacadas, y por áridos reciclados los compuestos formados principalmente por hormigones machacados y pavimentos de asfalto machacado (Goonan, 2000). Según el mismo autor, hubo un crecimiento en la producción de los áridos naturales a lo largo de casi 6 décadas, lo que aumentó la proporción de estos áridos en un 70 % respecto al total de las materias primas. Este impulso se debió básicamente por la transformación de la sociedad rural agraria, en una sociedad urbana e industrial, principalmente en los Estados Unidos. Desde entonces, el porcentaje de áridos naturales viene siendo más o menos constante, alrededor de un 70-73 % de la demanda total de materias primas.

Se empezó a trabajar y a estudiar sobre los áridos reciclados, como una forma de disminuir el impacto ambiental provocado por la extracción de los áridos naturales, y por los residuos generados en los vertederos, una vez que los edificios y carreteras llegan al final de su vida útil. Existen diferencias muy visibles entre los áridos naturales y los reciclados. La producción de los áridos naturales es mucho más elevada que la producción de los áridos reciclados: un 95 % para los naturales y un 5 % para los reciclados. Las 20 empresas más grandes de reciclaje de áridos de los Estados Unidos produjeron alrededor de 32,5 millones de toneladas de áridos reciclados en 120 plantas de reciclaje, de las cuales 57 plantas son fijas y 63 plantas son móviles. (Taylor, 2007). Se reciclaron 140 millones de toneladas de hormigón de cemento, y según Goonan (2000), estos áridos reciclados se utilizan principalmente en aplicaciones con un bajo valor añadido. Una de las causas de este bajo porcentaje, es el hecho de que los áridos reciclados de los residuos de construcción o demolición no poseen una calidad uniforme. Esto provoca que los resultados de los ensayos sean muy distintos, lo que aumenta la desconfianza de arquitectos e ingenieros para utilizarlos. Sin embargo, se están realizando muchas investigaciones en este sector, para llegar a crear normativas y recomendaciones, con la finalidad de fomentar el uso de los áridos reciclados.

Actualmente la utilización de áridos reciclados (AR) es una alternativa fiable y comercialmente viable (Sagoe-Crentsil et al, 2001). El Real Decreto 1247/2008, del Ministerio de Fomento relativo a la instrucción del Hormigón Estructural (EHE-08) en su Anejo 15, define el hormigón reciclado (HR) como: “el hormigón fabricado con árido grueso reciclado procedente del machaqueo de los residuos del hormigón”. El

árido del hormigón reciclado se emplea normalmente en aplicaciones no estructurales, como por ejemplo en carreteras, relleno de suelos y pistas de aeropuertos, entre otras.

Algunas de las limitaciones del uso de los áridos reciclados se relacionan con el transporte, la calidad y la disponibilidad de las materias primas, que en este caso son edificios y carreteras a la espera de ser demolidos. El coste del transporte debe ser bajo, para que el precio sea atractivo a los compradores, y la demanda de las estructuras a demoler tiene que garantizar un suministro constante de los áridos, lo que implica que el mercado se sitúe en los grandes centros urbanos. La creciente urbanización, principalmente tras la Segunda Guerra Mundial, generó una gran demanda de nuevas edificaciones, y por consiguiente, una demanda de áridos naturales. Estos mismos edificios, en la actualidad no se adecuan a las nuevas normativas, y muchos de ellos son demolidos para dar lugar a nuevas edificaciones. De esta manera, las grandes ciudades se convierten en depósitos urbanos de áridos reciclados, de manera que los recursos materiales que provienen de las obras demolidas, disminuyen los costes del transporte y el impacto ambiental (Wilburn y Goonan, 1998).

Los métodos de reciclaje del hormigón, para la obtención de los áridos reciclados son básicamente dos. El machaqueo del hormigón en planta fija, y el realizado en planta móvil. Cada método utilizado sigue básicamente los mismos procedimientos; los dos utilizan máquinas que machacan el hormigón, separan los elementos ferrosos y tamizan el producto machacado. El producto final se puede utilizar en construcciones residenciales, comerciales, en puentes y en carreteras; lo que depende de las características y demanda de los áridos. En la figura 3.19 se presenta un sistema de flujos de los áridos, que muestra características comunes de los áridos naturales y de los reciclados. Las flechas azules representan las pérdidas ambientales que están presentes en todo el proceso.

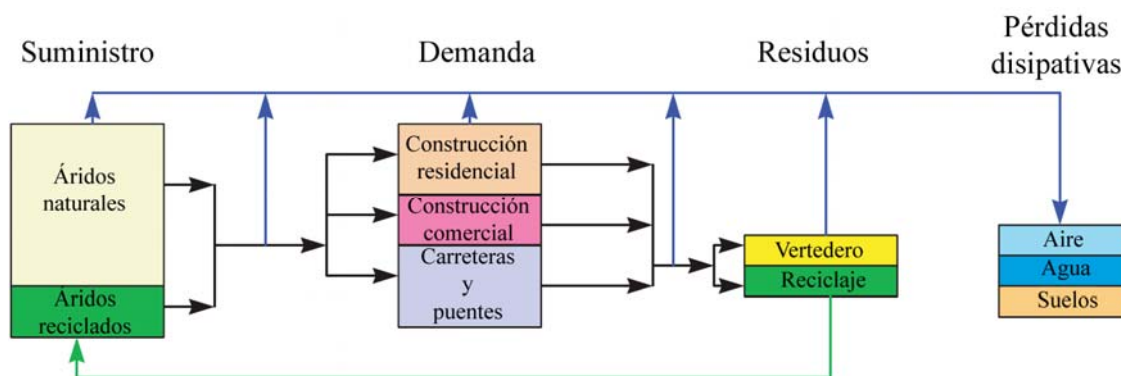


Figura 3.19 - Sistema de los flujos de los áridos (Wilburn y Goonan, 1998).

Como se puede ver, todas las actividades relacionadas con el flujo de los áridos poseen pérdidas ambientales, ya sea la extracción de los áridos naturales de la naturaleza, así como la transformación de hormigones antiguos en áridos reciclados. Las principales fuentes de áridos reciclados provienen de los residuos de construcción y mantenimientos de las carreteras, junto con los residuos de construcción y demolición de los edificios. Wilburn y Goonan (1998), destacan que en el año 1998, alrededor del 50% de los residuos de hormigón, tenían como destino el vertedero y que el restante 50% que era reciclado, fue utilizado como bases para carreteras.

La calidad de los áridos reciclados puede variar enormemente, puesto que depende del tipo de hormigón demolido, de otros materiales y de las impurezas que se encuentren junto con estos residuos. El procesamiento de las rocas en áridos naturales se realiza en plantas cerca de las minas, mientras que la transformación de los residuos de construcción y demolición en áridos se puede realizar en una planta móvil (en la obra) o en una planta fija. Los aparatos utilizados en las plantas de áridos reciclados pueden machacar también los áridos naturales. Sin embargo, los aparatos utilizados para los áridos naturales no se pueden utilizar para los áridos reciclados del hormigón, ya que normalmente el hormigón contiene metal, que se debe separar de los áridos (Wilburn y Goonan, 1998).

La estación de tratamiento de residuos sólidos inertes más grande de España es la de Salmedina, que se encuentra en el municipio de Villa de Vallecas, en Madrid (Hormigón preparado, 2008). Esta y otras plantas de reciclaje, recogen el hormigón demolido y lo transforman en áridos reciclados. Los otros residuos de demolición de esta planta de reciclaje también se seleccionan y se dirigen a plantas de reciclaje específicas. En la página de Internet de Salmedina, se encuentran los valores de vertido para los residuos en general, y los residuos del hormigón, así como los valores comercializados de los áridos reciclados en esta planta. Según Wilburn y Goonan (1998), la producción de los áridos reciclados se ve afectada principalmente por 7 puntos: el tamaño de los áridos, el diseño operacional, su labor, la calidad del material entrante, la energía, la vida útil de la infraestructura y las especificaciones del material reciclado.

Según el director de la división de gestión de residuos de *l'Agència de Residus de Catalunya*, hay más de 700 empresas dedicadas a la gestión y recuperación de los

residuos de construcción y demolición sólo en Cataluña (Recupera, 2009). El reciclaje de los residuos de construcción y demolición en Cataluña ha aumentado sustancialmente cada año, según los datos proporcionados por la *Gestora de Runes de la Construcció* (GRC) S.A., empresa de capital público y privado. Según datos de la gestora, en el año 2006 se reciclaron casi 580.000 toneladas de áridos en toda Cataluña. En el 2007 hubo un aumento de un 67 % en la cantidad de residuos reciclados, con un total de 968.000 toneladas. La tasa en el año 2008 bajó ligeramente, pero el aumento fue de un 56 % respecto al año anterior, con una cantidad de 1.510.000 toneladas recicladas (GRC, 2009).

El mercado de los áridos reciclados se encuentra fuertemente regulado por las administraciones regionales. El suministro de material demolido tiene un alto peso y un precio bajo, por lo tanto, el transporte de los residuos de construcción y demolición se debe restringir regionalmente para que el reciclaje sea rentable.

El reciclador puede ajustar las máquinas para machacar más o menos, para un determinado tamaño de árido, lo que depende de las demandas de los diferentes tamaños de áridos. El diseño operacional de la planta de reciclaje busca aumentar la eficiencia de la producción y el tamaño de los equipamientos. Los altos costes para los grandes equipamientos, muchas veces no son una buena alternativa, puesto que la demanda puede ser limitada. Además, la elección del tipo de equipamiento también tendrá en cuenta si la planta de reciclaje es fija o móvil. Normalmente se opta por las plantas fijas para el machaqueo de los residuos de construcción y demolición, ya que los residuos se pueden machacar en áridos más pequeños. En estos casos, las plantas de reciclaje móviles no suelen funcionar muy bien debido al alto grado de desgaste.

Los recicladores tienen poco o ningún control sobre la calidad del material entrante, debido a que reciben una gran variedad de material que proviene de fuentes distintas. Los residuos de la construcción y demolición contienen materiales no metálicos como la madera, el plástico y otros, que se deben recoger. Dicha recogida, provoca que aumenten los costes laborales. La energía empleada para el procesamiento y transporte de los áridos reciclados depende de la electricidad y del diésel.

Según el tipo y la vida útil de los edificios, se puede estimar y direccionar la producción de los productos reciclados. En virtud de esto, el lugar recomendado para situar una planta de reciclaje de residuos de construcción y demolición, sería entre un

área en expansión y un área de construcciones obsoletas. Hay que tener en cuenta que los costes de transporte de los residuos hacia el vertedero o a la planta de reciclaje se asumen por el contratante de la demolición o deconstrucción de la obra.

(Wilburn y Goonan, 1998) calcularon la viabilidad económica de tres plantas de reciclaje en la región de Denver (Estados Unidos), lo que dependía del tamaño de la producción de cada planta; planta de pequeña escala, con una producción de hasta 110.000 t/año; media escala de producción, con 253.000 t/año; y gran escala con una capacidad para 312.000 t/año. La figura 3.20 muestra valores del año 1996 para la ciudad de Denver; con los costes para la implantación y operación de una planta de reciclaje con capacidad para 253.000 t/año. En este estudio, el capital humano se estimó en un 15 % del total de los costes operacionales y la cantidad de suelo requerida era alrededor de 2-6 hectáreas. En virtud de la falta de constancia en la obtención de materias primas, y por no ser un área muy grande, los recicladores de los Estados Unidos tienen preferencia en alquilar el suelo. También informan de que la inversión del capital para iniciarse en el mercado de los áridos reciclados en los Estados Unidos, es alrededor de 4,40-8,80 dólares por tonelada, de la capacidad anual del árido reciclado, dependiendo del tamaño de la planta de reciclaje. El retorno mínimo de la inversión calculada sería de un 12 % al año.

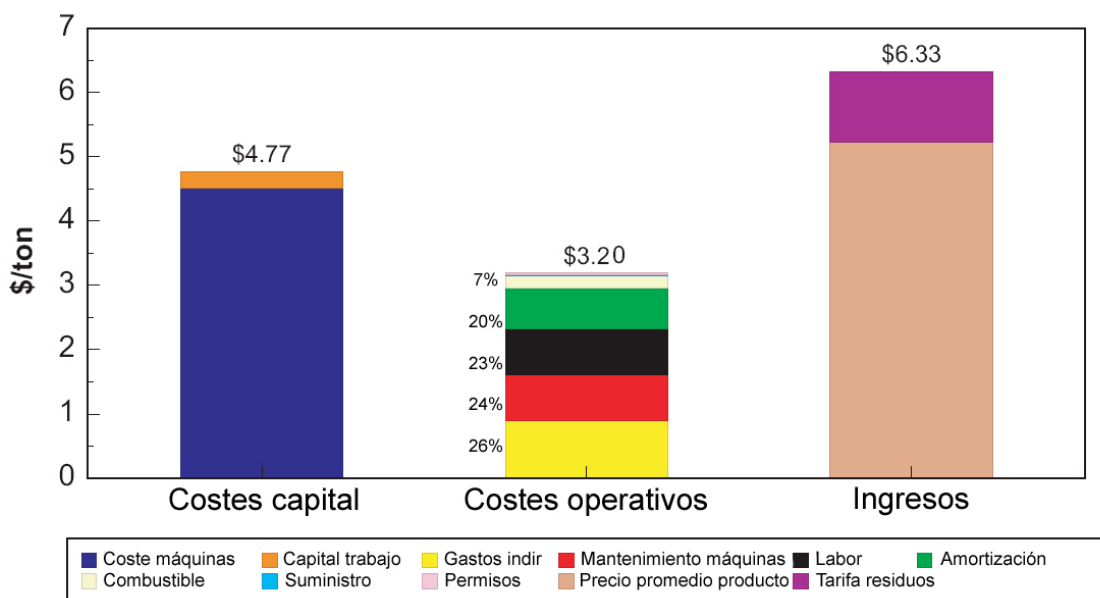


Figura 3.20 – Costes aproximados relativos al año 1996, para la implantación y operación de una planta de reciclaje con una capacidad para 253.000 ton/año (Wilburn y Goonan, 1998).

Sin duda, el aspecto más influyente respecto a la inversión del capital es la maquinaria para la producción de los áridos reciclados. Como se puede ver en la figura

anterior, los costes de la compra de los equipamientos corresponden a 4,32 dólares por tonelada de árido reciclado, para la capacidad de producción estudiada. Lo más representativo de los costes operativos, son los costes indirectos, como los costes de alquiler del suelo o del edificio, la publicidad y los salarios de los trabajadores. Los costes asociados a los combustibles de las plantas, como el diésel y la electricidad son del 7 %. Los ingresos adicionales recibidos en la planta de reciclaje por los residuos, pueden contribuir a aumentar la rentabilidad de la empresa o posibilitar una bajada de los precios de los áridos para ganar mercado.

Goonan (2000), informa que la capacidad mínima de producción de una planta fija es de 150.000 toneladas de áridos reciclados al año, y que los costes de procesamiento para el reciclador son alrededor de 2,76 a 6,61 dólares por tonelada en el año 2000, dependiendo del tamaño de la planta. Los recicladores también cobran una tasa por recibir los residuos de construcción y demolición, estos ingresos, en algunos casos pueden suplir el bajo mercado de los áridos reciclados.

Los precios de los áridos practicados normalmente en Australia, para los productos finales son de 15, 25, 25 y 16 dólares para los áridos vírgenes de tamaños que varían entre 7, 10, 20 y 75 mm respectivamente.

Los precios de los áridos de las plantas de reciclaje de hormigón son de 14,8; 20, 22 y 15,4 dólares para los respectivos tamaños de áridos. Otro punto a tener en cuenta para la utilización de áridos reciclados, es la venta del acero recuperado en las operaciones de separación del hormigón armado. La tonelada del acero en este estudio se encontraba alrededor de los 100 dólares en el año 2008 (Tam, 2008).

Se puede considerar que la única parte “renovable” en el reciclaje de los áridos es el depósito urbano, es decir, las construcciones existentes que son deconstruidas o demolidas, para que se puedan construir otros edificios en los mismos emplazamientos. Los combustibles utilizados en la producción de los áridos reciclados no son renovables, como es el caso del diésel; y la energía eléctrica necesaria para muchas máquinas proviene de recursos no renovables.

Según se ha visto anteriormente, se consume más energía para transformar los residuos de construcción y demolición en áridos reciclados, que para transformar la piedra en áridos naturales. Por otra parte, las extracciones y transformaciones de los áridos naturales, se encuentran muy lejos de los centros urbanos, lo que provoca que el

transporte tenga un coste más elevado y sea más contaminante para el medio ambiente. Este es uno de los motivos para la utilización de plantas de reciclaje móviles, ya que la viabilidad económica del transporte tiene mucha repercusión en los costes. También conviene utilizar los áridos reciclados por las elevadas tarifas que se cobran al desechar los residuos en los vertederos.

La producción de los áridos reciclados es muy baja, comparada con la demanda de áridos, y actualmente es muy difícil que se sustituyan completamente los áridos naturales por reciclados; ya que hemos visto que la diferencia de producción es extremadamente elevada.

3.2.1.7 Uso del material y valoración

La proporción de cemento en las mezclas típicas de hormigón es alrededor de un 12 %, los áridos finos están presentes en un 34 %, los gruesos con un 48 % y el agua con un 6 % del total en masa de la mezcla (Environmental Building News, 1993). Según la normativa española, para los destinos estructurales, se puede utilizar hasta un 20 % de áridos reciclados en la masa de áridos gruesos. Aplicando este 20 %, con el 48 % de los áridos gruesos de promedio en el hormigón, se llega a un valor del 9,6 % en el total de los áridos reciclados que se pueden utilizar, sobre la masa total de hormigón para fines estructurales. Pero el destino para la mayoría de los áridos reciclados son las bases y las subbases de carreteras.

Las cenizas volantes derivadas de la quema del carbón de las centrales eléctricas se usan para sustituir una parte del cemento. Se emplean en cantidades de un 15-35 % sobre la masa de cemento para las mezclas de hormigón. La producción de cenizas volantes de la Unión Europea (EU-15) en el 2006, fue de 40 millones de toneladas y se utilizaron poco más de 5 millones de toneladas en la producción del cemento (ECOBA, 2007). Estos y otros residuos de varias industrias, se incorporan en la mezcla del hormigón, con el propósito de disminuir la cantidad de residuos.

3.2.2 Vidrio

El vidrio es un material muy utilizado en diversos tipos de edificaciones. Confiere transparencia, y protege el interior del edificio del viento, lluvia y de la polución atmosférica. Este material también se encuentra disponible en forma de fibras, y se utiliza principalmente como aislamiento térmico, para proporcionar resistencia al fuego o como refuerzo de composites.

3.2.2.1 Breve descripción del proceso de fabricación y residuos generados

El proceso de fabricación del vidrio más extendido para la construcción, es el del vidrio flotante. Según Wurm (2007), Graedel y Howard-grenville (2005), el 90 % del vidrio fabricado para las ventanas se basa en este método. Actualmente existe una gran variedad de tipos de vidrio disponible, pero los materiales más utilizados, así como sus proporciones se muestran en la tabla 3.2. Por cada 1.000 kg de vidrio fabricado, se necesitan 1.200 kg de materia prima. Estos 200 kg de diferencia se transforman en gases, principalmente en dióxido de carbono, debido a las reacciones químicas que se producen en el interior del horno. Las reacciones químicas se generan entre la sílice, el carbonato de calcio y el carbonato de sodio. El sulfato sódico se utiliza como aditivo en la fabricación del vidrio, y también hay una pequeña cantidad de vidrio postconsumo que se añade a la mezcla.

Tabla 3.2 – Composición típica de los vidrios comercializados (Adaptado de British Glass, 2003)

Material	Masa (%)	Masa (kg)
Sílice	61	733
Carbonato cálcico (CaCO_3)	18	217
Carbonato sódico (Na_2O_3)	17	204
Sulfato sódico (Na_2SO_4)	>1	10
Vidrio reciclado postconsumo	3	36
Total	100	1.200

El punto de fusión del vidrio es muy elevado, alrededor de unos 1.720 °C. El carbonato de calcio se añade a la mezcla con la función de disminuir la temperatura de fusión, la que normalmente se sitúa entre los 1.500-1.600 °C (Shelby, 2005). Se añaden óxidos de metales para generar los colores, aumentar la reflexión y el aislamiento térmico. La mezcla pasa por un baño flotante con estaño, el vidrio se extiende sobre el estaño lo que forma una placa flotante con una superficie perfectamente lisa. La figura

3.21 muestra la mezcla del vidrio colocada en el horno, y la salida ya formando los paneles de vidrio. A continuación, el vidrio se corta en los tamaños determinados antes de enfriarse a una temperatura de 600 °C. Durante el proceso de fundido, se produce dióxido de carbono debido a las reacciones químicas entre los elementos constituyentes, como también CO₂ producido por los combustibles fósiles utilizados. También se utilizan pequeñas cantidades de óxido de arsénico y de soda cáustica para disminuir las burbujas en la mezcla. La energía incorporada es muy elevada, como se ha visto en el capítulo 1.1.1.3.



Figura 3.21 – (Izquierda) La mezcla de los materiales entrando en el horno para su fundición y (derecha) formación del panel de vidrio (Wurm, 2007)

Las emisiones resultantes de la fabricación del vidrio primario se muestran en la tabla 3.3; que se refieren a las reacciones químicas producidas en el horno y a la quema de los combustibles fósiles para su funcionamiento. Se puede observar que las emisiones incluyen el óxido de azufre, que en contacto con el aire se transforma en ácido sulfúrico y en ácido clorhídrico (HCL). Según, la Corporación Financiera Internacional (IFC, 2007), entre un 60-80 % de la energía incorporada para la fabricación del vidrio se utiliza en los hornos.

Tabla 3.3 – Generación de las emisiones en la fabricación del vidrio (IFC, 2007)

Residuos de fabricación	Unidades (kg/t de vidrio fundido)
Material particulado	0,02-0,1
NO _x	1,1-2,9
SO _x	0,54-4,0
HCl	0,01-0,08
HF	0,002-0,01
Metales	>0,001

3.2.2.2 Posibilidades técnicas y proceso de reciclado

Desde el punto de vista de la tecnología disponible, es posible reciclar el vidrio. Sin embargo desde el punto de vista práctico, el reciclaje del vidrio es complicado, debido a que es un material de bajo valor añadido y con una gran masa, lo que provoca que su transporte hasta las plantas de reciclaje tenga un coste elevado (Graedel y Howard-grenville, 2005). Existen alternativas para la utilización del vidrio: como abrasivo, incorporándolo en mezclas de asfalto, hormigón o morteros, entre otros.

Según el *Glass and Glazing Federation* (2007), más de 6,8 millones de ventanas se sustituyen en el Reino Unido, lo que generan 190.000 toneladas de residuos de ventanas, incluyendo unas 90.000 toneladas de vidrio. La misma asociación calculó que la masa correspondiente al vidrio es del 47 %, mientras que al PVC le corresponde un 29 %. El resto pertenece a las ventanas de madera, aluminio, acero y otros materiales como tornillos, que representan un 24 %. Según Bourhis (2008), el proceso de separación y trituración del vidrio provoca la aparición de contaminantes cerámicos que reaccionan con el vidrio fundido, lo que puede llegar a disminuir el acabado del producto. Los contaminantes metálicos y materiales orgánicos, provocan inestabilidad en el proceso de fabricación del vidrio, lo que genera una pérdida de la calidad del producto final.

El flujo de recogida del vidrio plano para su reciclaje se puede ver en la figura 3.22. A continuación se detallan los procesos de obtención del vidrio triturado. El proceso de reciclaje del vidrio se inicia con la rotura de las piezas de vidrio en unos tamaños compatibles con la tolva de la primera máquina de trituración. Esta máquina machaca las piezas en tamaños pequeños, alrededor de unos 5 cm de lado y realiza una separación previa del caucho, y de los componentes de plástico que puedan estar adheridos al vidrio. El material se coloca en unos montones a cielo abierto. Posteriormente, una cargadora transporta el vidrio machacado previamente, a otras máquinas que trituran aún más el vidrio, y que lo separan de las impurezas.

Las piezas se colocan en una nueva tolva que transfiere el material al machacador, y luego a unas cintas transportadoras. Dos trabajadores extraen manualmente las impurezas más grandes, como trozos de porcelana y metales. Más adelante unos imanes separan el hierro del vidrio armado.

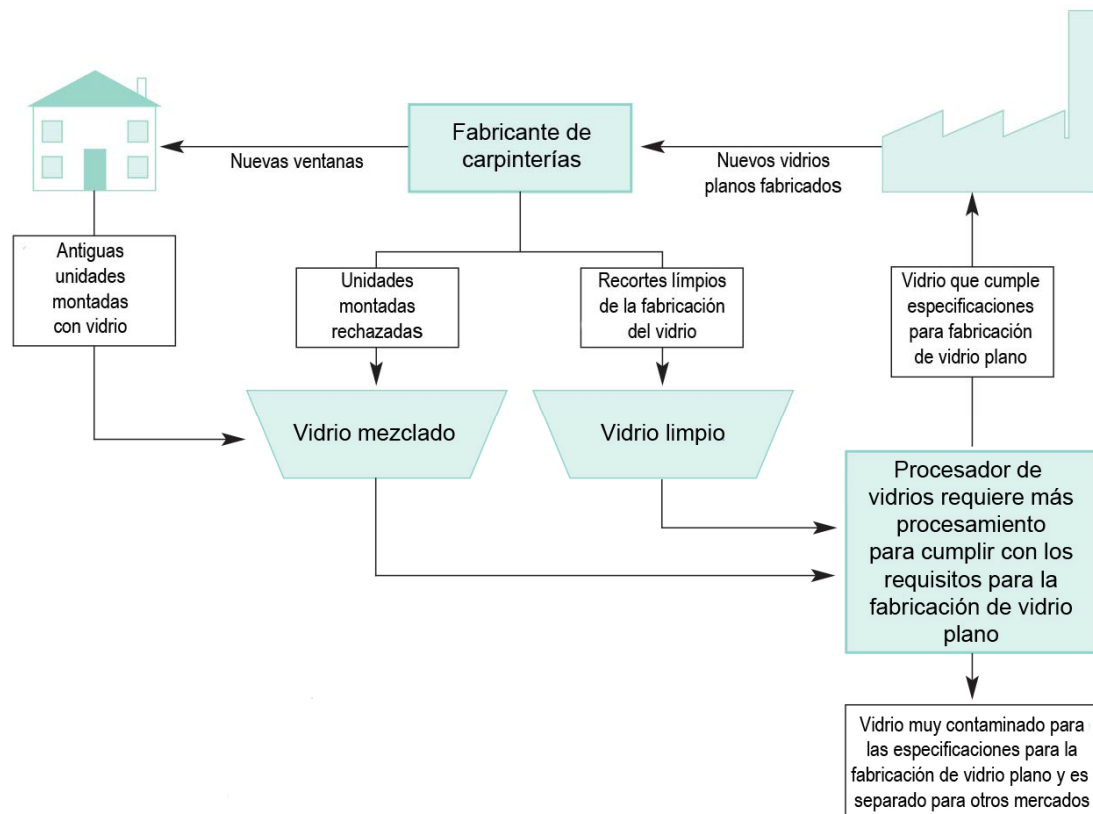


Figura 3.22 - Flujo de recogida del vidrio plano para su reciclaje (WRAP, 2008c)

A continuación, el vidrio y otras impurezas más pequeñas se dirigen hacia un separador de partículas, para separar los restos de las películas de butiral de polivinilo (PVB) que se quedan adheridas al vidrio laminado. La figura 3.23 muestra un trozo de PVB después de la trituración. Todavía se pueden ver pedazos de vidrio adheridos a la película, que se quitan posteriormente. Todo este proceso se controla mediante ordenador.



Figura 3.23 – Película retirada durante el proceso de machaqueo del vidrio laminado

Un sistema automatizado identifica las partículas de vidrio, y los demás materiales se retiran del proceso mediante chorros de aire. El vidrio seleccionado se transporta a la tolva para ser machacado, pero durante el recorrido hay otro imán que retira las impurezas metálicas. Este proceso se realiza las veces necesarias hasta que se consiga el tamaño adecuado para las partículas. Finalmente, el vidrio totalmente triturado pasa por un molino con chorros de aire para separar las impurezas más resistentes. Las pocas partículas de PVB que se queden adheridas al vidrio, desaparecerán en los hornos de los fabricantes de vidrio.

Podemos decir que el vidrio plano no sufre necesariamente un reciclaje, y sí un infraciclaje, puesto que casi todo el vidrio plano disponible servirá de base para la fabricación de vidrio para envases, con unas calidades inferiores a los vidrios planos utilizados en los edificios. El vidrio reciclado se suele utilizar más en los edificios como vidrio decorativo, donde se consigue un aprovechamiento muy próximo al 100 %. También se puede utilizar como material para las encimeras de cocinas, junto con una mezcla de resinas.

3.2.2.3 Comparativas ambientales

Los datos ambientales tanto del vidrio virgen, como del vidrio reciclado se encuentran poco documentados a nivel internacional, lo que demuestra que este tipo de industria es muy cerrada. Respecto a los valores de energía incorporada, y de dióxido de carbono, se puede comprobar que el vidrio virgen consume cerca de 15 MJ/kg de material y emite alrededor de 0,9 kgCO₂eq/kg de material fabricado. Por otra parte, el vidrio 100 % reciclado puede consumir entre 6,8-11,5 MJ/kg de vidrio reciclado fabricado y emitir entre 0,38-0,59 kgCO₂eq por cada kg de material reciclado (Hammond y Jones, 2011, Ashby, 2009).

3.2.2.4 Organismos y normativas específicas

España no tiene una normativa específica sobre el reciclado del vidrio (Martínez, 2008). El vidrio se trata como un residuo y se vincula a las normativas de gestión de los residuos. Por otro lado, existen normativas referentes al reciclaje del vidrio aplicables en Inglaterra y País de Gales. Estas normativas se crearon por el *British Standard Institute*

(BSI) y por *Waste & Resources Action Programme* (WRAP). Los dos organismos fueron los responsables de establecer unos requisitos mínimos, para la obtención de una materia prima de alta calidad relativa a los residuos del vidrio. Se crearon las normativas PAS 101:2003 y PAS 102:2004, como también los Protocolos de Calidad del proceso de reciclaje del vidrio plano (BSI, 2004). Las empresas no se encuentran obligadas a seguir las normativas, pero el cumplimiento de ellas por parte de los fabricantes representa una iniciativa importante (WRAP, 2008a).

La normativa PAS 102 (2004), establece las condiciones y los mercados de actuación para el vidrio reciclado, con la intención de que no sea tratado como un residuo, sino como un material de alta calidad. Los mercados alternativos para el vidrio plano reciclado son: los ladrillos, materiales cerámicos y su utilización como abrasivo. Los protocolos de calidad se utilizan principalmente para obtener la información del vidrio plano reciclado, como puede ser: el local de origen; la cantidad de masa o volumen; la calidad del material según la normativa; el suministrador y transportador. Las especificaciones para el reciclado del vidrio plano son muy restrictivas, ya que se necesita una materia prima de alta calidad, mientras que el reciclado de vidrio para las botellas admite una materia prima de calidad inferior (WRAP, 2008b). Según WRAP (2008c) algunos tipos de vidrios no se aceptan para la fabricación de vidrios planos, como los vidrios de las botellas, los armados y los borosilicatos. Los contaminantes son la principal preocupación de los fabricantes de vidrios planos, ya que una mínima cantidad puede llegar a producir defectos en los paneles. Existen tolerancias para los diversos tipos de contaminantes; en relación a las partículas de plásticos (PVB), madera y cartón, sólo se admiten si las partículas son inferiores a 2 g, y con un máximo de 45 g/t. En relación a los materiales no ferrosos, como las latas de aluminio, sólo se permiten partículas menores de 0,1 g, con un máximo de 0,5 g/t. Con estos datos ya se puede percibir lo imprescindible que es una materia prima de alta calidad, para la utilización del vidrio reciclado en paneles de vidrio plano.

3.2.2.5 Mercado

Los fabricantes de los envases de vidrio utilizan mucho más el vidrio de postconsumo que los fabricantes de vidrios planos. Los vidrios verdes son los que presentan unas características inferiores. En Alemania se utilizan entre un 80-90 % de

vidrio reciclado para la fabricación de botellas. En España este valor baja hasta unos valores de un 40-50 %. Exceptuando las cuestiones de mercado, la razón por la que se utiliza menos vidrio de postconsumo para la fabricación de vidrios planos transparentes, es la alta calidad de la materia prima que se requiere para este producto. Los vidrios de los envases poseen una vida muy corta, y sus prestaciones son más bajas que las de los vidrios planos, con lo cual su materia prima también puede ser de calidad inferior.

El mercado del vidrio reciclado se controla regionalmente, ya que este vidrio tiene mucha masa y poco valor añadido. Los precios establecidos para el vidrio machacado se sitúan entre 30-35 € la tonelada (Waste & Resources Action Programme, 2011). Según el recuperador entrevistado, los hornos destinados a la producción de paneles de vidrio no están preparados para funcionar sin la incorporación del vidrio reciclado machacado, debido a que el aporte energético tendría que ser mucho más elevado. Las empresas de vidrio plano muchas veces producen vidrio solamente para que vuelva a entrar en el proceso de fusión, con el fin de servir únicamente como material fundente.

3.2.2.6 Uso del material y valoración

El vidrio reciclado se utiliza por los fabricantes de envases y de vidrios planos como fundente. Como se ha visto anteriormente, la temperatura de fusión del vidrio realizado con materiales vírgenes es de 1.500 °C. El vidrio reciclado actúa como un catalizador en el proceso, disminuyendo la temperatura de fusión hasta los 900 °C. No obstante, la vitrocerámica es un tipo de vidrio que tiene una temperatura de fusión muy alta, cercana a los 2.500 °C. La vitrocerámica no se fundirá con el resto del material porque la diferencia de temperatura es muy elevada. Según el recuperador de vidrio entrevistado, la gestión de los residuos del vidrio se realiza por el recuperador, sin embargo, en las demoliciones que no exista una previa separación de este material es imposible su aprovechamiento.

El vidrio recuperado se puede utilizar como árido en hormigones, como materia prima para la fabricación de ladrillos, como abrasivos y también para la fabricación de vidrios planos decorativos.

3.2.3 Piedra (mármol)

La piedra es utilizada en diversas aplicaciones tanto en el exterior como en el interior de los edificios. Sus aplicaciones exteriores más representativas son las fachadas. Las aplicaciones interiores incluyen suelos, encimeras, muebles y elementos decorativos.

3.2.3.1 Breve descripción del proceso de elaboración y residuos generados

El proceso de extracción del mármol de la cantera se inicia en primer lugar cortando la base de la pared de mármol con una sierra de diamante. La sierra, de 4 cm de espesor, corta horizontalmente la roca hasta unos 3 m de profundidad; posteriormente se realizan perforaciones en la vertical para poder insertar sierras, y cortar en este sentido. A continuación, se deposita una capa de tierra en la base de la pared de roca; y la pared de mármol de hasta 12 m de alto ya cortada, se dispone para tumbarla en el suelo acomodándola en la tierra, con la intención de disminuir la cantidad de bloques rotos, como se muestra en la figura 3.24.



Figura 3.24 – Izquierda - cantera para la extracción de mármol y derecha - momento de la colocación el bloque primario sobre una capa de tierra (Asociación de la Comunidad Valenciana, 2008)

El porcentaje de aprovechamiento del mármol en la cantera es muy bajo, se encuentra entre un 20-40 % de todo el mármol que se extrae, incluso con la ayuda de la base de tierra (Levantina, 2010). En este proceso se generan muchos escombros, por lo que una parte se aprovecha y se transforma en áridos para el hormigón.

Los bloques que se aprovechan se cortan hasta conseguir unos tamaños de unos 3-6 m³ que facilitan su transporte. En el proceso de extracción y corte del bloque primario de mármol, sólo se utiliza tierra y agua. A continuación, los bloques cortados se envían a las plantas de elaboración.

Los bloques de entre 3-6 m³ se almacenan como stock en la parte exterior de las plantas antes de que el proceso de elaboración se inicie. Básicamente encontramos dos tipos de elaboración del mármol; uno es más tradicional, mientras que el otro proceso utiliza una placa de fibrocemento adherida al mármol. En el proceso convencional, los bloques de mármol se cortan con sierra de diamante, como se puede ver en la figura 3.25. Tras pasar por el corte, el mármol se dirige al proceso de pulido. La placa pasa por 2 pulidos, de modo que el primero ajusta las imperfecciones dejadas por la cortadora. A continuación se añade una resina para cerrar los poros abiertos del mármol, y la placa pasa por el segundo pulido, para quitar el exceso de resina. El siguiente paso sería cortar los bordes de la pieza hasta conseguir las dimensiones específicas para un proyecto determinado. Según informaciones del directivo de la planta de elaboración visitada, se aprovecha un 60 % del mármol en este proceso, de manera que lo restante se desecha al vertedero. El agua utilizada en el corte y pulido de las placas se recicla durante el proceso, pero sin embargo, la arena que se genera se decanta y se destinada a otros usos.



Figura 3.25 – Máquina para el corte de los bloques de mármol que llegan desde la cantera

El otro proceso de elaboración de mármol con una placa de fibrocemento es más sofisticado, y se desarrolló debido a las presiones que tenía el mercado para fabricar productos de mármol más finos, alrededor de unos 10mm como se observa en la figura

3.26. La elaboración consiste en juntar dos placas de fibrocemento en las caras de una pieza de mármol precortada. Las placas de mármol con unas dimensiones de entre 250-800 mm de longitud y 20 mm de espesor, se adhieren a las placas de fibrocemento de 3 mm de espesor mediante resinas (Instituto Eduardo Torroja, 2007). El conjunto se traslada a una máquina que lo corta en el sentido horizontal, con la intención de obtener dos placas de este conjunto.

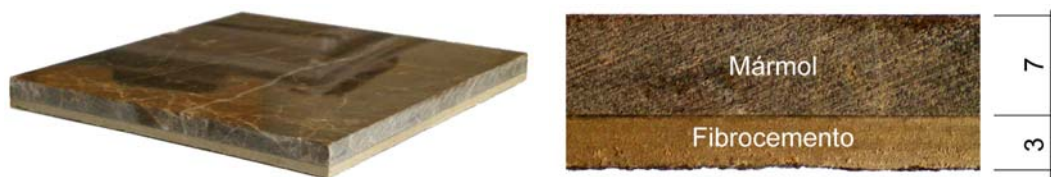


Figura 3.26 – Ejemplo del mármol con placa de fibrocemento unida con resinas

El fabricante afirma que el aprovechamiento de este proceso se encuentra alrededor del 95 %. Sin embargo, en realidad es menor, ya que se pierde mucho material en el corte y pulido de las placas. El mármol que tenía unos 20 mm de espesor, pasa a tener al final 2 piezas de 7 mm de espesor más 3 mm de fibrocemento. Esto significa una pérdida del 30% en el espesor del mármol, además de la pérdida debida a los cortes necesarios para ajustar los bordes a las dimensiones demandadas (figura 3.27).

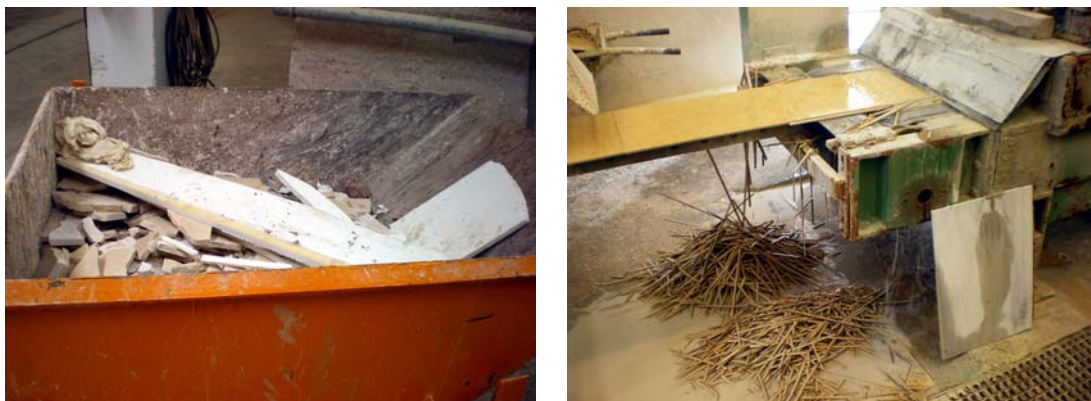


Figura 3.27 – Izquierda - muestra los residuos del proceso tradicional y a la derecha - residuos del nuevo sistema con fibrocemento (Vefago, 2010)

3.2.3.2 Posibilidades técnicas y proceso de reciclado

La piedra se puede reutilizar fácilmente siempre que se pueda extraer sin generar daños en la pieza. Sin embargo, la unión química entre las piezas y la base se realiza

con morteros de alta adhesión, por lo que la reutilización es más complicada, y se convierte en un reciclado de la piedra. Hay que tener en cuenta que la piedra no se puede reciclar de la misma forma que los metales o el vidrio. Una parte de los residuos de la piedra de la cantera se utilizan como áridos para el hormigón; el proceso es igual al de otros áridos naturales, mientras que la otra parte se queda en la cantera. Los residuos de las piedras de las fábricas de elaboración se destinan, o a vertederos controlados, en forma de residuos inertes, o para su incorporación en productos decorativos con resinas.

3.2.3.3 Comparativas ambientales

Las piedras utilizadas como áridos poseen una energía incorporada y unas emisiones de dióxido de carbono muy bajas, si las comparamos con otros materiales de construcción. Las piedras ornamentales utilizadas en exteriores, como en las fachadas, y en interiores, como puede ser en encimeras, poseen una energía incorporada y unas emisiones de dióxido de carbono más elevadas que las anteriores. Básicamente se debe a los procesos adicionales, y a la utilización de resinas para el pulido en el caso de la elaboración tradicional. El otro proceso de elaboración del mármol con placa de fibrocemento eleva aún más la energía incorporada y el CO₂, puesto que se utiliza una mayor cantidad de resina para la adhesión de la placa de fibrocemento a la piedra.

El reciclado de las piedras desechadas en el sistema tradicional de elaboración de encimeras, en áridos de hormigón, no presenta unos valores elevados de energía incorporada y de CO₂, ya que la piedra viene troceada, y sólo es necesario triturarla en tamaños menores para adecuarse a las especificaciones de los áridos para el hormigón. Las piedras recicladas destinadas a la fabricación de encimeras poseen una energía incorporada y unas emisiones de dióxido de carbono más elevadas que las anteriores, debido a que las placas tienen que ser muy finas y el gasto energético es más elevado. Además, las resinas utilizadas para conformar la encimera con las piedras recicladas poseen una elevada energía incorporada.

3.2.3.4 Organismos y normativas específicas

No existe una normativa específica para el reciclado de las piedras, de modo que se encuentran condicionadas a las normativas de gestión de los residuos de construcción.

3.2.3.5 Mercado

El mercado para la utilización de los residuos de la piedra es muy amplio, desde la trituración de piedras para su utilización como áridos de hormigón, hasta la incorporación de este material triturado en productos de alto valor añadido como las encimeras o suelos.

3.2.3.6 Uso del material y valoración

Básicamente, los residuos de la piedra se aprovechan en aplicaciones de menor valor añadido, como los destinos de los residuos del hormigón y los materiales cerámicos. La reutilización de la piedra es complicada por lo comentado anteriormente, debido a su unión química entre la pieza y la base. El mortero utilizado normalmente posee una alta resistencia a la adherencia, lo que impide la retirada de las piezas sin causar daños.

3.2.4 Ladrillos cerámicos

3.2.4.1 Breve descripción del proceso de elaboración y residuos generados

El proceso de elaboración de los ladrillos puede ser artesanal o industrial. El proceso artesanal utiliza la energía solar en su proceso de secado antes de la cocción, lo que motiva que esta actividad se realice principalmente en el verano. Según un fabricante de ladrillos²¹, las piezas pasan por un horno aproximadamente durante unas 30 horas, a una temperatura de 1.000 °C. Una vez que se termina la cocción, el horno se deja enfriar durante 4 días. A continuación las piezas de ladrillo se extraen del horno y se colocan en *palets* para su distribución. Los residuos resultantes de este proceso antes de la cocción, pueden volver el proceso sin problemas. Las emisiones principalmente son de CO₂, debidas a la incineración de la madera utilizada en los hornos. El proceso

²¹ Ladrillos Puente. Dirección de la empresa: <http://www.ladrillospuente.com/>

de elaboración de ladrillos en una escala industrial requiere de más etapas, como muestra la figura 3.28.

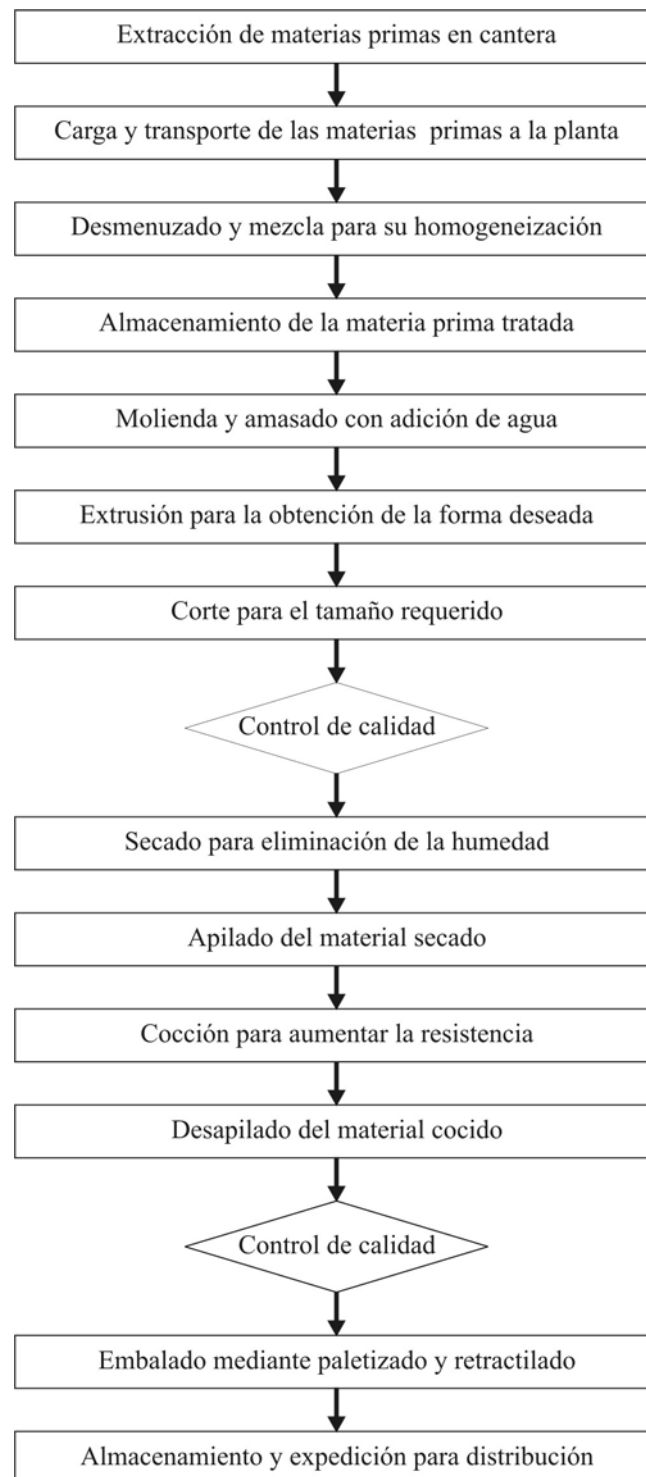


Figura 3.28 – Secuencia de la fabricación de ladrillos (Hisपालyt, 2006)

La obtención de las materias primas exige unas máquinas de gran producción y grandes extensiones de tierra para su obtención, como ilustra la figura 3.29 (a). La materia prima extraída se transporta hasta una tolva de recepción para el desmenuzado y

la mezcla de las materias primas para su homogenización (figura 3.29 (b)). La materia prima triturada se transporta y se almacena en silos; para pasar por una tritución secundaria mediante vía seca con molinos de martillo, o con molinos de rulo si se realiza por vía húmeda, con la intención de conseguir un alto grado de partículas finas. A continuación la materia prima se tamiza, se añade agua y se amasa, hasta conseguir un contenido de humedad homogéneo.



Figura 3.29 – (a) Extracción de la materia prima y (b) tritución de la arcilla (Taus-Bolstad, 2003)

La arcilla homogeneizada pasa por una extrusora para formar la sección de los ladrillos (figura 3.30 (a)). El material pasa por una cortadora de alambre, formando las piezas de ladrillo, mostrado en la figura 3.30 (b). Las piezas comienzan un proceso de secado para disminuir su contenido de agua, sin que se produzcan grandes pérdidas. Una velocidad de secado diferente a la estipulada para una determinada composición química del ladrillo, puede ocasionar fisuras y deformaciones.



Figura 3.30 – (a) Extrusión de la arcilla y (b) corte para formar las piezas (Cerámica de la Estanca SA²²)

²² Dirección web: <http://www.ceramicadelaestanca.com/INSTALACIONES.html>

El secado puede ser natural o artificial. El primero, depende de la acción del viento, lo que puede retrasar la producción. El secado artificial utiliza aire caliente para extraer la humedad de las piezas de ladrillo, mediante un flujo constante (figura 3.31(a)). Las piezas secadas se envían a los hornos, figura 3.31 (b), con unas temperaturas que sobrepasan los 1.100 °C; estos hornos utilizan carbón como combustible (Hisपालyt, 2006). Los ladrillos se deben enfriar lentamente para no sufrir daños, de forma que el tiempo de enfriamiento depende del tamaño del ladrillo; los ladrillos más grandes requieren de un tiempo de enfriamiento mayor. Finalmente, las piezas se colocan en *palets* y se envían para su distribución.



Figura 3.31 – (a) Cámara de secado (Taus-Bolstad, 2003) y (b) horno (Cerámica de la Estanca SA²³)

Como sucede en el método artesanal, los residuos resultantes de este proceso antes de la cocción, pueden volver al proceso sin problemas. Las emisiones principalmente son de CO₂, debidas a la incineración de la madera utilizada en los hornos (tabla 3.4). También se producen otro tipo de emisiones al aire, como el dióxido de azufre (SO₂), el trióxido de azufre (SO₃), óxidos de nitrógeno (NO_x), compuestos orgánicos volátiles y ácido clorhídrico (US EPA, 1997).

Tabla 3.4 – Valores de las principales emisiones al aire en la fabricación de ladrillos (Calkins, 2009)

Emisiones al aire	Cantidad (g/t)
CO ₂	232 000
SO ₂	260
NO _x	288
CH ₄	37
CO	745
HCl	105
HF	190

²³ Dirección web: <http://www.ceramicadelaestanca.com/INSTALACIONES.html>

Casi la totalidad de estas emisiones proviene de la combustión de los combustibles fósiles en el horno. Por otra parte, las emisiones del HF (fluoruro de hidrógeno) y del HCl se deben a la composición de la materia prima de los ladrillos. El flúor está presente en porcentajes de entre un 0,01-0,06 % de la masa, y debido al calor del horno, se combina con el hidrógeno para formar el ácido (Calkins, 2009). Este ácido produce una severa irritación en la piel, los ojos y las vías respiratorias; y también puede ser el causante de la lluvia ácida cuando en el exterior, se absorbe por las nubes (ATSDR, 2003). El cloro también se encuentra presente en la materia prima en menores cantidades, pero también se combina con el hidrógeno causando efectos similares. Los ladrillos que no pasan el control de calidad, se incorporan a nuevos ladrillos o se descartan en los vertederos (Taus-Bolstad, 2003). Las partículas de polvo capturadas en los filtros de los hornos también se incorporan a la mezcla.

3.2.4.2 Posibilidades técnicas y proceso de reciclado

Los ladrillos y tejas se pueden reutilizar fácilmente siempre que se puedan retirar sin generar daños en las piezas. Pero debido a la unión química entre las piezas y la base, formada con morteros de alta adhesión, provoca que esta reutilización sea más difícil; y se pasa a un proceso de reciclado de estos productos. De todos modos, hay que tener en cuenta que los productos cerámicos no se pueden reciclar de la misma forma que los metálicos o el vidrio.

3.2.4.3 Comparativas ambientales

La energía incorporada para la fabricación de los ladrillos cerámicos es de 3 MJ/kg de material, y el dióxido de carbono emitido es de 200 g/kg de material (Calkins, 2009). Los productos cerámicos reutilizados en exteriores, como en las fachadas; y también en interiores, poseen una energía incorporada y unas emisiones de dióxido de carbono muy pequeñas si las comparamos con otros materiales de construcción. Los productos cerámicos reciclados en forma de áridos, poseen unos valores de energía incorporada y unas emisiones de dióxido de carbono más elevadas que los anteriores; debido a los procesos adicionales que se realizan en las plantas de reciclaje y al transporte hasta la obra.

3.2.4.4 Organismos y normativas específicas

No existe una normativa específica para el reciclado de los productos cerámicos como los ladrillos, las tejas o las baldosas; de forma que estos materiales están supeditados a las normativas de gestión de los residuos de construcción y a las recomendaciones de RILEM.

3.2.4.5 Mercado

La técnica para rescatar los ladrillos de las construcciones antiguas es muy laboriosa, ya que se debe extraer el mortero de unión, utilizando básicamente un martillo y un escoplo, para separar el mortero del ladrillo. Existen empresas especializadas en demoliciones que comercializan varios productos recuperados de sus demoliciones, y entre estos productos se encuentran los ladrillos. El precio de este tipo de ladrillo en los Estados Unidos es de US\$ 0,33 por ladrillo, y un *palet* con 600 ladrillos tiene un valor de US\$ 198. También encontramos un portal de Internet para la venta de ladrillos recuperados en Londres (*London Reclaim Brick Merchants*). La empresa tiene más de 1 millón de ladrillos en sus depósitos, y los precios varían entre 300 a 900 libras por 1.000 unidades, dependiendo del tipo y de la calidad de los ladrillos. En España, Spain terracotta, situada cerca de Murcia, vende ladrillos recuperados; y otra empresa de *Lleida*, Materiales de Época Samará, vende también varios tipos de ladrillos.

3.2.4.6 Uso del material y valoración

Además del reciclado del ladrillo en las plantas de reciclaje, los ladrillos poseen texturas y colores muy característicos, y mantienen sus calidades funcionales durante muchos años. Los ladrillos se pueden reutilizar como material para cerramientos, o como revestimiento. Hay empresas que recuperan los ladrillos de una determinada obra y los cortan para utilizarlos posteriormente como revestimiento para cerramientos internos, externos y para suelos. Es por ejemplo el caso de la empresa *Vintage Brick Salvage*, que corta los ladrillos recuperados en espesores que varían entre 12,5 a 32 mm.

Igual que en el caso del hormigón, se pueden incorporar varios materiales a los ladrillos, pero en bajas cantidades, como las cenizas volantes, cenizas de las estaciones de incineración de residuos, vidrio reciclado o cáscara de arroz, entre otros.

3.2.5 Cartón-yeso

3.2.5.1 Breve descripción del proceso de fabricación y residuos generados

El cartón-yeso es un producto muy utilizado en los cerramientos interiores de los edificios. Su ligereza, rapidez de ejecución y sus prestaciones, favorecen que se utilice este material cada vez más. El proceso de elaboración del cartón-yeso se muestra en la figura 3.32, y se inicia con la extracción del yeso de la cantera.

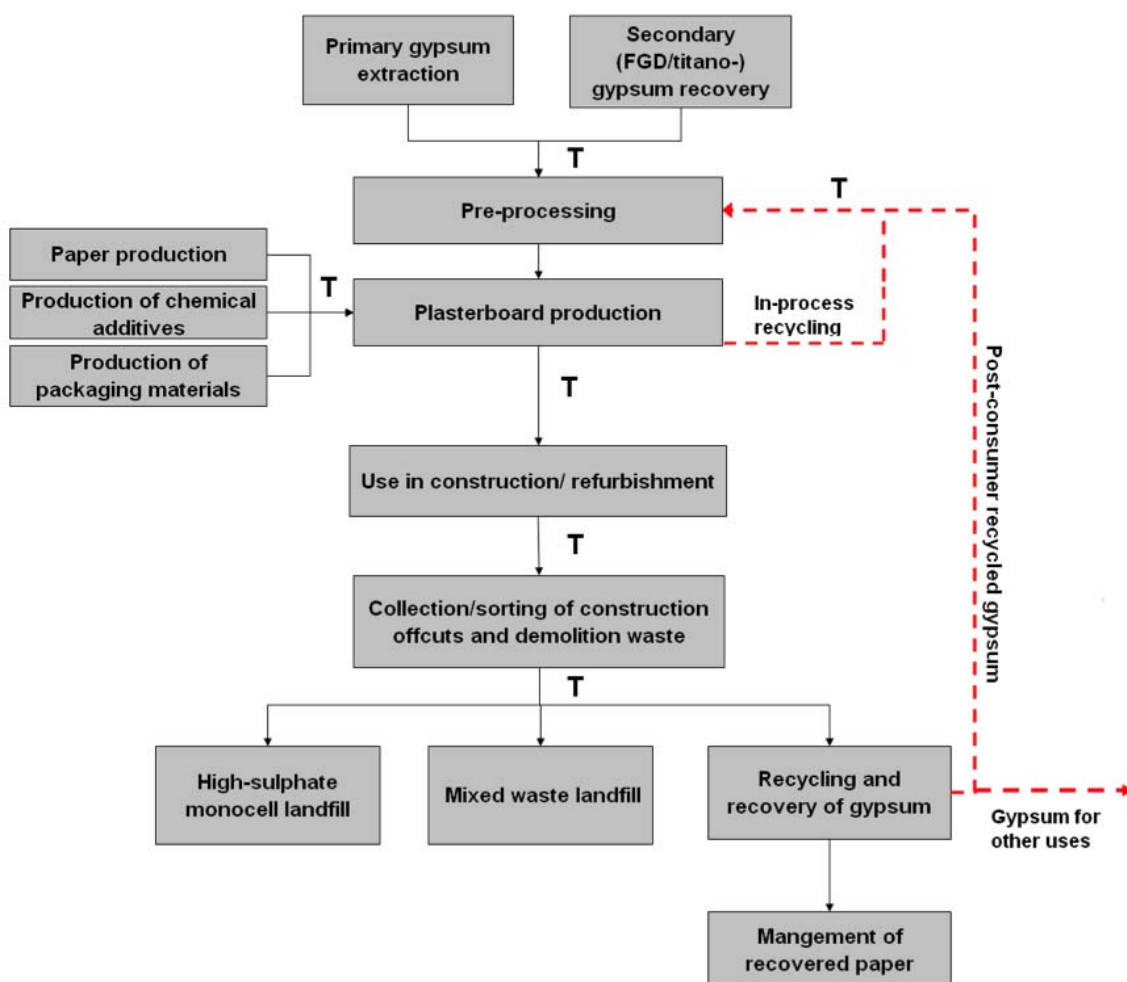


Figura 3.32 – Proceso de fabricación de los paneles de cartón-yeso (WRAP, 2008d)

Otros componentes secundarios también se utilizan en el pre-procesamiento; las materias primas se trituran para formar partículas con un tamaño máximo de 35mm. El yeso triturado se almacena en silos para la posterior producción de las placas.

A continuación, el yeso pasa por un proceso de molienda, hasta conseguir partículas aún menores, alrededor de 200 micras (Knauf, 2010). Se trabaja en ciclos

cerrados, en los que no hay expulsión del polvo. El aire que se expulsa al final del proceso, pasa por unos filtros para retener el polvo. Las partículas se calcinan a una temperatura de 160 °C, durante unos 30 minutos, para deshidratar el mineral eliminando el 75 % del contenido de agua de su estructura interior.

La producción de las placas de cartón-yeso se inicia mezclando el yeso calcinado, conjuntamente con agua y algunos aditivos. La mezcla se moldea entre dos hojas de cartón, con el formato de las placas, y a continuación el conjunto pasa por un horno para realizar el secado.

3.2.5.2 Posibilidades técnicas y proceso de reciclado

Actualmente en el Reino Unido, los fabricantes de cartón-yeso utilizan cerca de un 10 % de la masa de la placa, de fuentes recicladas, de manera que un 6% pertenece a residuos de preconsumo, y un 4,5% a residuos de postconsumo (WRAP, 2008). De acuerdo con los fabricantes de paneles de cartón-yeso, existe un límite para el contenido de yeso reciclado incorporado en los productos, cerca del 25 %. Esto se debe al aumento en el contenido de fibras, que disminuye la velocidad de la producción y convierte el proceso poco competitivo.

El proceso de reciclado del cartón-yeso se inicia de la misma forma que en otros materiales de construcción, de manera que las placas de cartón-yeso se trituran para facilitar el proceso de reciclado (figura 3.33). El yeso se separa del cartón, para obtener un yeso lo más puro posible.



Figura 3.33 – (a) Inspección manual de los residuos de cartón-yeso (WRAP, 2010) y (b) trituración con la posterior separación del cartón (WRAP, 2008)

3.2.5.3 Comparativas ambientales

El impacto ambiental del cartón-yeso con un contenido reciclado, es positivo si lo comparamos con un producto totalmente virgen; aunque es pequeño según los datos mostrados a continuación. WRAP (2008d) realiza el análisis del ciclo de vida de los paneles de cartón-yeso con materiales totalmente vírgenes, y con paneles que tengan entre un 15-25 % de yeso reciclado (tabla 3.5).

Tabla 3.5 – Impacto ambiental para 1 t de placas de cartón-yeso virgen, y con un 25 % de contenido reciclado (WRAP, 2008d).

Categoría	Unidad	Virgen	25 % reciclado	Reducción
Calentamiento global	kg CO ₂ eq	508,54	475,64	6 %
Acidificación	kg SO ₂ eq	1,36	1,24	11 %
Eutroficación	kg PO ₄ eq	0,18	0,17	5 %

Los valores de la energía incorporada, y del dióxido de carbono en la producción de las placas de cartón-yeso son de 5,0-6,7 MJ/kg, y de 0,25-0,39 kgCO₂eq/kg de material respectivamente (Berge, 2009 y Hammond y Jones, 2011).

3.2.5.4 Organismos y normativas específicas

En España no existe una normativa específica respeto al reciclado del cartón-yeso. En estos casos, los residuos de cartón-yeso se encuentran condicionados según las normativas de gestión de los residuos de construcción. Sin embargo, existe una normativa referente al reciclado de este material que se aplica en Inglaterra y País de Gales. Esta normativa, conocida como PAS 109, se creó por el *British Standard Institute* (BSI) y por *Waste & Resources Action Programme* (WRAP). Los dos organismos fueron los responsables de establecer unos requisitos mínimos, para obtener una materia prima de alta calidad referente a los residuos de cartón-yeso, para la producción de placas. Las empresas no se encuentran obligadas a seguir las recomendaciones, pero el cumplimiento por parte de los fabricantes se considera una iniciativa importante (WRAP, 2008e).

La normativa PAS 109 tiene como objetivo especificar los criterios mínimos de calidad para el procesamiento del yeso de las placas de postconsumo, para la producción de paneles. Entre otros criterios, la recomendación incluye procedimientos para la inspección de la carga que llega a la empresa recicladora, así como referentes al tamaño de las partículas y a la cantidad de contaminantes.

La PAS 109 define 3 categorías para el yeso reciclado: el fino, el medio y la categoría personalizada en el que el fabricante define el tamaño de las partículas. El contenido de cartón o fibras en la materia prima del yeso reciclado no debe ser superior a un 1 % en masa, y la máxima dimensión del cartón no debe superar los 10 mm. Otros contaminantes como pueden ser el cloro o el óxido de sodio, se deben encontrar en proporciones menores a un 0,1 % en masa. Esta normativa también dispone de métodos de ensayos para la determinación de la cantidad del yeso para análisis, del contenido de contaminantes, y de los procedimientos para la inspección.

La PAS 109 posibilita auditar los trabajos realizados en la cadena producción de las placas elaboradas con yeso reciclado. Un código específico indica el tipo de residuo, su fuente y el método de recogida. El tipo se refiere a las características de las placas de cartón-yeso recicladas; la fuente designa si proviene de residuos de fabricación o de postconsumo, de una sola fuente o varias, y el método de recogida designa si el residuo se separa previamente o si se encuentra mezclado con otros tipos de residuos.

Además, el Protocolo de Calidad de la Agencia de Ambiente del Reino Unido (WRAP, 2011b) enumera los puntos que el reciclador debe cumplir, para que los residuos de las placas de cartón-yeso se puedan reciclar. Incluyen los detalles de la recepción de la carga de los residuos de cartón-yeso, fecha y hora, así como la masa o su volumen y el nombre del gestor, entre otros. El Protocolo de Calidad también hace referencia a los contenidos máximos de los metales en los residuos del yeso. Todas estas restricciones tienen como objetivo aumentar el ciclo de vida, y disminuir los contaminantes de las placas de cartón-yeso elaboradas con un contenido de yeso reciclado.

3.2.5.5 Mercado

Está prohibido arrojar en vertederos del Reino Unido desde Julio de 2005, los productos elaborados con yeso, si se encuentran mezclados con materiales biodegradables en una proporción superior al 10 % en masa de yeso (*Environment Agency*, 2011). Debido a que el yeso en contacto con la materia biodegradable puede generar la producción de ácido sulfhídrico (H_2S), que es un gas inflamable y muy tóxico.

La producción de yeso reciclado en el Reino Unido fue de 70 mil toneladas en el año de 2004, y las estimaciones pretendían alcanzar los 1,1 millones de toneladas en el año de 2010 (WRAP, 2006). La misma publicación estima que 4 millones de toneladas de yeso se reciclan cada año en los Estados Unidos.

3.2.5.6 Uso del material y valoración

Los paneles de cartón-yeso se pueden utilizar en numerosas aplicaciones como pueden ser: la fabricación de cemento; para la estabilización de suelos, o en la fabricación de bloques de arcilla, entre otras.

3.3 Metales

Los metales son materiales históricamente utilizados en la industria de la construcción; por sus propiedades mecánicas, por la posibilidad de crear diversas formas, por su gran variedad compositiva de acabados, y por su elevada durabilidad con un uso adecuado, entre otros. Es necesario señalar que los metales y sus aleaciones, son los materiales que consumen más materias primas para su obtención. Según informa Calkins (2009), y como se ha visto en el apartado 2.2, se extrae de la naturaleza una media de tres a ocho veces más de la cantidad del metal producido.

La actividad minera tiene impactos sobre el agua, el aire, los hábitats y sobre el entorno de las minas de extracción. Tras la extracción, todos estos recursos materiales se separan de los metales y se convierten en grandes cantidades de residuos. Sin embargo, una característica que permite que los metales sean muy utilizados, es su reciclaje. Como se verá a continuación, el reciclaje de los metales posibilita disminuir la cantidad de energía, así como reducir la contaminación producida por la transformación de estos materiales. El reciclaje de los metales también lo podemos considerar como una actividad lucrativa, debido al valor intrínseco de los mismos.

3.3.1 Acero

La industria del hierro y del acero es una de las que necesita una mayor cantidad de energía, y es responsable del 5 % de toda la energía consumida en el mundo (Xu y Cang, 2010). El reciclaje de una tonelada de acero supone ahorrar 1.245 kg de mineral

de hierro, 700 kg de carbón y un 97 % de los residuos de la minería (Steel Recycling Institute, 2006c). A continuación se detalla el proceso de reciclaje del acero.

3.3.1.1 Breve descripción del proceso de elaboración y residuos generados

El proceso de fabricación del acero se inicia con la sinterización del mineral de hierro y otras materias primas mediante calor. Este proceso se realiza para convertir la materia prima formando partículas compatibles, y para mezclarlas con el coque. La materia prima se calienta hasta situarse cerca del punto de fusión del hierro, de forma que se produce la aglomeración por soldadura en estado sólido (sinter). La materia se tritura y se tamizada para separar las partículas metálicas de las no metálicas; seguidamente se deja enfriar. La materia prima se tritura una última vez para conseguir partículas muy finas, en forma de polvo, y se envían al alto horno. Según US EPA (1995), se necesitan 2,5 t de materia prima para conseguir formar 1 t de producto sinterizado. En las 2,5 t se incluye el agua y los combustibles fósiles.

El hierro es el resultado de la reducción de las materias primas en el alto horno. La materia prima la conforman los minerales de hierro en trozos, el sinter y los fundentes (caliza y dolomita). Todos estos materiales se funden debido a la combustión del carbón y a la introducción de aire caliente. El hierro fundido y la escoria se retiran del proceso, y el aire caliente se reutiliza como combustible. Según US EPA (1995), son necesarias 1,4 t de mineral de hierro y productos sinterizados para la producción de 1 t de hierro; junto con 0,5 t de carbón; 0,25 t de caliza y dolomita y 2 t de aire. Los residuos generados por el alto horno se sitúan entre 0,2-0,4 t de escoria y entre 2,5-3,5 t de aire.

El hierro fundido se transporta hacia el horno básico, en el que se inyecta oxígeno para la extracción de las impurezas, como el azufre y el carbono. Normalmente, la constitución de la mezcla es de un 70 % de hierro fundido y de un 30 % de chatarra de acero (US EPA, 1995). El oxígeno reacciona con el carbono, que se remueve del metal. El acero líquido se retira del horno y se traslada a moldes de cobre donde se solidifica en contacto con el agua. Los lingotes formados se recalientan para dar forma a los productos semiacabados. Estos productos se dirigen a los fabricantes, que conforman los productos acabados de acero como las barras de armadura para el hormigón, o los perfiles estructurales de acero

. En la figura 3.34, la etapa de la fabricación del acero reciclado se destaca en color amarillo; este procedimiento se describe en el capítulo 3.3.1.2.

3.3.1.2 Posibilidades técnicas y proceso de reciclado

El proceso de reciclado del acero postconsumo, se inicia con la llegada de la chatarra de los distribuidores y su depósito en el patio del reciclador. El transporte se puede realizar mediante tren o por carretera en camiones. La chatarra se almacena para posteriormente clasificarse, y separarse en categorías, según la figura 3.35(a). Unas máquinas recogen la chatarra y la colocan en cintas transportadoras. La chatarra se machaca dos veces; el primer machaqueo se realiza en el alimentador que tritura la chatarra en grandes piezas, que a la vez controla la alimentación del triturador principal, que transforma la chatarra en partículas finas. El triturador principal está formado por un cilindro de acero con cuchillas, que trituran la chatarra hasta que tenga tamaños adecuados para pasar por las perforaciones del cilindro.

Todas las piezas trituradas se envían a cintas transportadoras para su separación. En primer lugar, las piezas se separan en grandes familias: metales ferrosos, no ferrosos y materiales no metálicos. Unos cilindros magnéticos realizan la primera separación de los metales ferrosos del resto. Las magnetos atraen las partículas de los metales ferrosos, de manera que las demás partículas caen y se almacenan en contenedores.

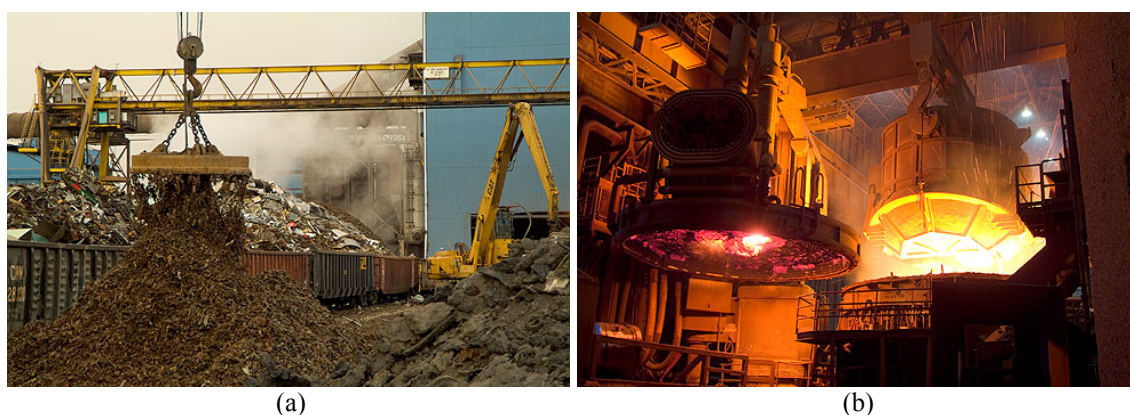


Figura 3.35 – (a) Descarga de la chatarra de acero y (b) fundido del acero en un horno de arco eléctrico.
(http://www.cascadesteel.com/manufacturing_process.aspx)

La separación siguiente se realiza mediante aire, que separa las partículas de los materiales no metálicos del proceso. Se puede tener una o más estaciones de recogida, en la cual, las personas separan los materiales no reciclables del proceso; puesto que son muy grandes para la separación por aire. Los metales ferrosos separados en el proceso

se envían a otras fábricas para la fabricación de productos reciclados. Los contenedores con materiales no ferrosos se separan para un posterior tratamiento, donde se recogen las partículas ferrosas que no pudieron llegar hasta el final del proceso anterior, como el aluminio y el acero inoxidable.

El proceso de fundido del acero se realiza en un horno de arco eléctrico que calienta la chatarra a 1.650 °C hasta fundirla (figura 3.35(b)). Los hornos de arco eléctrico, normalmente trabajan con una carga de acero reciclado en su interior en proporciones que varían entre un 90-100 % (Yellishetty et al, 2010 y World Steel Association, 2008). La escoria que se forman en la superficie del acero líquido se retira juntamente con las impurezas (silicio, manganeso, fósforo, etc.). Posteriormente, el acero se dirige hacia la cuchara de colada, donde se controla la química y la temperatura del proceso; y se obtienen las características necesarias para cada aleación antes de iniciar el moldeo. Durante el proceso de fundición se toman muestras para ajustar la composición del acero. Se utilizan instrumentos de análisis (espectrómetros), obteniendo resultados en un corto período de tiempo, lo que hace posible un control a tiempo real (IPAC, 2010). El acero refinado se transfiere a moldes (figura 3.36(a)), se enfría y se moldea según las formas deseadas; normalmente en barras alargadas rectangulares, denominadas palanquillas. Las palanquillas se cortan en las longitudes determinadas, durante el moldeo continuo, y se marcan con un número de referencia para identificar las propiedades del producto y conocer la colada de procedencia. Las barras se almacenan como *stock* para ser utilizadas por el propio reciclador, como se ve en la figura 3.36(b), o se venden a otros laminadores.

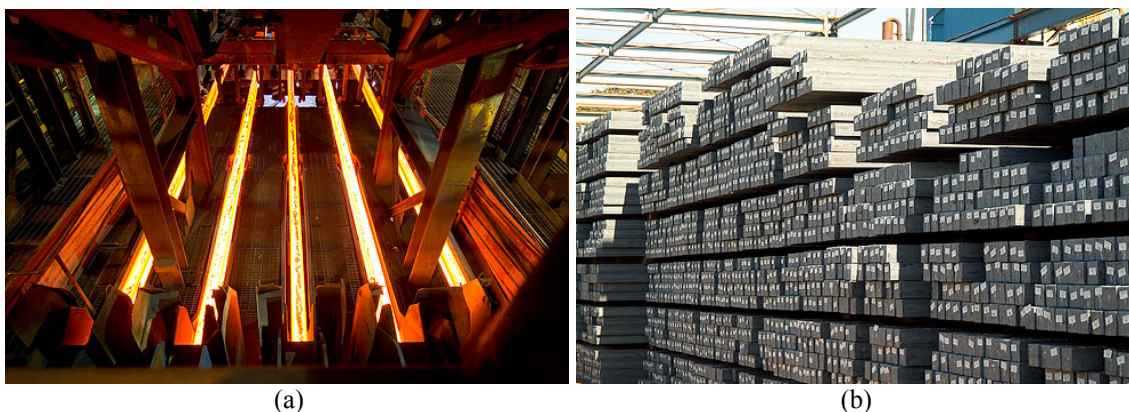


Figura 3.36 – (a) Formación de las barras principales de acero y (b) *estock* de palanquillas de acero reciclado. (http://www.cascadesteel.com/manufacturing_process.aspx)

La transformación de las barras gruesas del acero reciclado en productos finales, pasa por el recalentamiento de las palanquillas hasta una temperatura que permita su

fácil manejo, alrededor de unos 1.250 °C y de 800 °C al final del proceso de laminación (IPAC, 2010).

Al salir del horno, se llevan a los laminadores, para definir los espesores finales del producto (figura 3.37(a)); entran en el laminador por la derecha y se van enfriando a medida que se desplazan a la izquierda. Las barras que serán comercializadas se transfieren a una gran placa o lecho de enfriamiento, como se muestra en la figura 3.37(b).

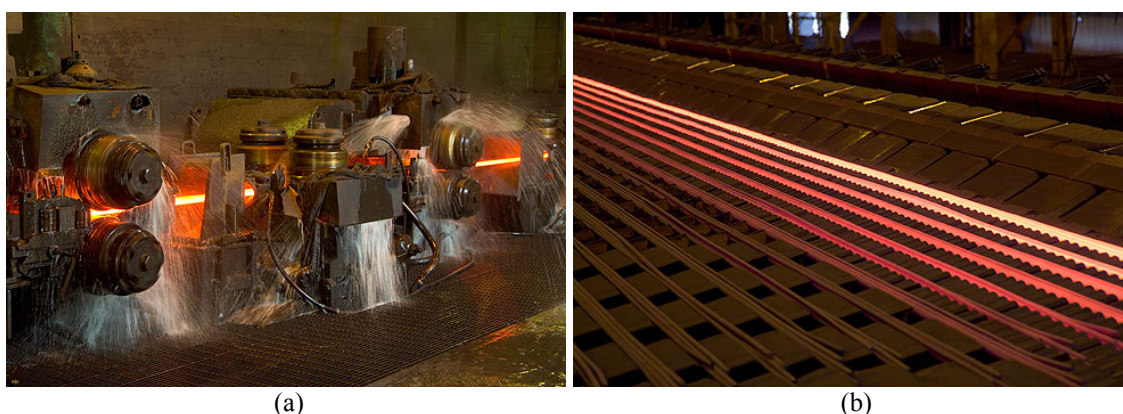


Figura 3.37 – (a) Laminación de las barras principales de acero y (b) enfriamiento de las barras destinadas a estructuras de hormigón (http://www.cascadesteel.com/manufacturing_process.aspx)

3.3.1.3 Comparativas ambientales

La minería se podría considerar como un problema, principalmente debido al desequilibrio que la extracción de los minerales ocasiona en los ecosistemas. Según afirma Dirk (2005), es muy complejo determinar los flujos de materiales sólidos y agua que se generan en el proceso minero; además de la liberación de agua y gases, debido a los tratamientos necesarios para separar el metal de las rocas. Según el autor, nos encontramos con dos factores que influyen negativamente en el impacto ambiental provocado por la minería: la liberación de ácidos, principalmente el sulfúrico, y la calidad del agua que se ve afectada por la utilización de sustancias químicas y por los residuos de las rocas. Las minas a cielo abierto tienen un mayor impacto que las minas en profundidad, sin embargo, casi todo el residuo de las rocas extraído de las minas en profundidad, se deposita cerca de la mina porque no tiene ningún valor comercial (Bourassa, 2005).

Estos depósitos afectan al ecosistema local, una vez que una buena parte de las tierras fértiles se cubren con estos residuos. Muchos de estos residuos contienen sulfitos, considerado como un ácido muy tóxico (Gilles, 2005); se produce el drenaje ácido, es decir, el mineral que contiene el sulfuro reacciona con el aire y el agua.

El pH del mineral disminuye, y se concentra en el aire o en el agua, contaminando el ecosistema local. En 1998, una mina localizada en Aznalcóllar, al sur de España, fue la responsable de un desastre medioambiental. La mina producía en aquella época 125 mil toneladas de zinc y 80 toneladas de plata al año. La laguna de los residuos se rompió y su contenido tóxico se vertió hasta llegar al Parque Nacional de Doñana (Reuters, 1999); uno de los más grandes e importantes de Europa. El coste económico de la limpieza se valoró en aproximadamente 100 millones de dólares, según Reuters.

Tongpool et al (2010), realizaron cálculos en relación a la utilización de combustibles fósiles, emisiones de CO₂, ecotoxicidad, sustancias dañinas cancerígenas y respiratorias, entre el acero primario y el reciclado. Según la investigación, los valores obtenidos fueron de 29.9, 30.7, 7.0, 6.3 y 39.6 veces respectivamente, más elevados para el acero primario en comparación al acero reciclado.

Según datos de Durmisevic y Noort (2003), la energía incorporada para la fabricación del acero estructural tiene un valor aproximado de un 75 % de toda la energía considerada para el ciclo de vida de este material en Europa. Las emisiones de dióxido de carbono son importantes debido a que en Europa, la energía se genera en gran parte con combustibles fósiles.

La energía incorporada para el acero reciclado varía entre 9,0-11,8 MJ/kg, y el dióxido de carbono varía entre 0,563-1,000 kg por cada kg de acero reciclado. La tabla 3.6 muestra estos valores, así como las fuentes de información.

Tabla 3.6 – Datos ambientales del acero reciclado

Reciclado		
MJ/kg	kgCO₂/kg	Fuente
9,0	1	Berge, 2009
11,8	0,563	HU et al, 2006
10,8	-	Worldsteel, 2009
10,0	-	Fujii et al, 2005
9,0	0,7	Ashby, 2009

La galvanización es el principal uso del zinc, lo que corresponde a un 48 % de todo el zinc consumido, siendo la industria de la construcción el principal destino, con el mismo 48 %. Europa es el continente que más zinc consume, con un 33 %, seguido por Estados Unidos, con un 20% (American Galvanizers Association – AGA, 2008).

Respecto a la energía incorporada, la norma ISO 1461 informa que la galvanización del acero consume entre 3,4 a 5,3 MJ/kg de acero fabricado. Ese dato también es corroborado por la AGA (2009), que calculó el impacto ambiental de la galvanización del acero. Los datos de la producción del zinc semiacabado, en zinc para su utilización en la galvanización, con al menos un 30% de zinc reciclado, son de 2,46 MJ/kg de zinc, con unas emisiones de 0,160 kgCO₂eq. El proceso de galvanización requiere 1,80 MJ/kg de acero galvanizado, con unas emisiones de 0,0991 kgCO₂eq. La energía incorporada de la obtención del zinc, sumando la de la galvanización es de 4,26 MJ/kg de acero galvanizado, que es casi el promedio establecido por la norma ISO, con 4,35 MJ/kg. Este cálculo no contempla la energía necesaria para la recuperación del zinc en un producto reciclado semiacabado.

Según Boustead Consulting (1998), para la obtención de 1 kg de zinc primario, se necesitan alrededor de 50 MJ de energía incorporada. Sabih (2009), afirma que la energía incorporada para el zinc primario se encuentra entre 70-75 MJ/kg, y que para la misma masa de zinc reciclado, el valor es de 13 MJ.

El zinc se puede separar fácilmente del acero galvanizado en el proceso de reciclaje, debido a que el zinc se volatiliza en los hornos eléctricos de arco, y se recoge en los filtros en forma de polvo para su posterior tratamiento. La tasa de recuperación del zinc en estos hornos es de un 93 %, y se estima que de todo el zinc consumido, entre un 30-34 % es de segunda fusión (Woolley, 2009 y Spatari et al, 2003).

El acero inoxidable se conforma a partir de hierro con un bajo contenido en carbono, y con unas adiciones mínimas de un 10,5% de cromo (Orlandi et al, 2005). Según los autores, a partir de esta concentración, el cromo es capaz de reaccionar con el oxígeno y la humedad, formando una capa protectora sobre la superficie del material, de manera que el acero se vuelve resistente a la corrosión. Se pueden añadir otros productos a la aleación, como el níquel y el cobre, que pueden aumentar la resistencia. Según algunos estudios, se ha demostrado que una tasa de alrededor de un 18% de cromo, es la concentración óptima para una máxima resistencia a dicha corrosión.

Jhonson et al (2008), evaluaron la energía incorporada y el dióxido de carbono emitido en la producción del acero inoxidable en tres condiciones: (1) el acero comercializado normalmente que posee un 60 % de material reciclado contando con la disponibilidad global de chatarra de acero; (2) el acero inoxidable compuesto por un 100 % de material reciclado, y (3) el acero elaborado totalmente con material de primera fusión. Los resultados de la energía incorporada y del dióxido de carbono emitido por cada tonelada de acero inoxidable se muestran en la tabla 3.7.

Tabla 3.7 – Energía incorporada y CO₂ para el acero inoxidable (Jhonson et al, 2008)

Tipo	Contenido reciclado			Energía incorporada (GJ/t)	Dióxido de carbono (Kg/t)
	Cr	Ni	Fe		
100 % virgen	0	0	0	79	5,3
Comercial (60 % reciclado)	78	35	499	53	3,6
100 % reciclado	182	80	754	26	1,6

Paras las tasas de reciclado se consideran tanto las chatarras de preconsumo como las de postconsumo. Los valores apuntan a que la energía necesaria para fabricar los productos de acero inoxidable a partir de acero reciclado, es de un 67 % menor en comparación con la energía necesaria para la producción con materiales vírgenes. Los datos del dióxido de carbono muestran valores semejantes, con emisiones un 70 % menores en la producción del acero reciclado respecto a los aceros vírgenes. La figura 3.38 muestra la energía incorporada necesaria para fabricar una tonelada de acero inoxidable y su reparto.

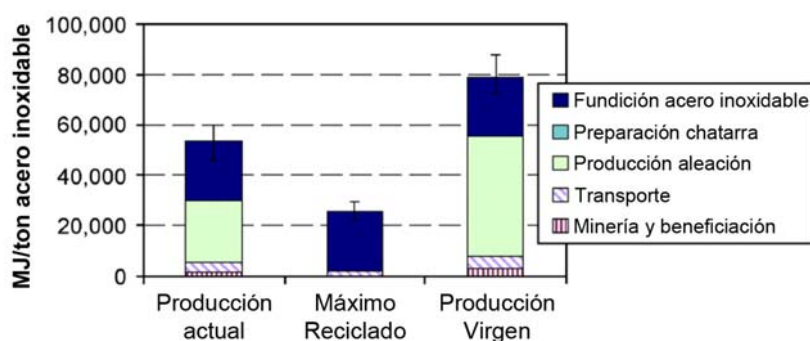


Figura 3.38 – Energía incorporada por tonelada de acero inoxidable (Jhonson et al, 2008)

Se puede observar que la diferencia entre las energías incorporadas en las tres situaciones, se encuentra en la producción de la aleación a partir de materiales vírgenes, ya que en el proceso de fundición para los tres tipos de producciones analizadas, se utilizan las mismas cantidades de energía.

3.3.1.4 Organismos y normativas específicas

No existe una normativa relativa al procesamiento de la chatarra del acero en el sector de la construcción de edificios. Las características mecánicas y químicas de las aleaciones de acero, se especifican en las normativas relativas al acero de primera fusión. En los hornos se recogen las muestras de acero de segunda fusión y se analizan químicamente, para conseguir la aleación demandada por cada empresa. Sin embargo, existen recomendaciones referentes al reciclado de los componentes de acero de postconsumo. Un informe realizado por el *Institute of Scrap Recycling Industries* (ISRI, 2009), indica las especificaciones de la llegada y la transformación de la chatarra en los productos finales, con sus respectivas impurezas máximas permitidas. El ISRI indica que en el caso del acero las cantidades máximas de azufre o fósforo, no deben ser superiores a un 0,05 %, y que el contenido de sílice no debe sobrepasar el 0,5 % de la masa del acero en las palanquillas y en las barras.

3.3.1.5 Mercado

Schlesinger (2007), presenta 4 puntos para que el reciclaje de los metales sea competitivo. El primer punto se centra en tener una reserva considerable y constante de metales en un área, para que los costes se minimicen. El segundo punto, se basa en poseer una infraestructura de recogida de la chatarra del metal, con la separación de las impurezas y su posterior entrega a las plantas de reciclaje. Finalmente deberían haber unos costes de producción del metal reciclado competitivos con los costes de la producción del metal primario, y tener un mercado propio para los metales reciclados.

El mercado tradicional de la chatarra nueva de metales, está formado básicamente por tres tipos de agentes e ilustrado con la letra (A) en la figura 3.39: el negociador, el *broker* y el procesador. El negociador se encarga de comprar los metales directamente de los depósitos de chatarra o de los generadores de chatarra, como por ejemplo empresas que fabrican perfiles de acero. El *broker* actúa como intermediario entre el negociador y el procesador de la chatarra, principalmente si implica grandes cantidades de material. El procesador convierte la chatarra en material apropiado para vender a los refundidores. Algunas de las tareas de los procesadores consisten en separar la chatarra en metales de diferentes grupos; cortar o triturar la chatarra para su transporte o para adecuarla a un destino específico; limpiar la chatarra; ponerla en

fardos o hacer una fundición simple para transformar el metal en lingotes para su futuro procesamiento.

Sin embargo, muchas veces no son necesarios todos estos agentes. El primer cambio según Schlesinger (2007), es sobre el sistema de compra y venta de chatarra nueva, que se puede verticalizar (letra B). El procesador puede comprar la chatarra en grandes cantidades directamente del generador de chatarra, lo que elimina al negociador y al *broker*. El negociador puede procesar la chatarra y venderla directamente a un refundidor, sin la necesidad del *broker* o del procesador.

El segundo cambio (letra C), se genera con el negocio de compra y venta de chatarra en grandes cantidades entre el generador y el procesador. Este negocio elimina al negociador y al *broker*. El generador suministra la chatarra al procesador que se convierte en refundidor, la transforma y la devuelve al generador como metal secundario. Una ventaja adicional de este cambio, es que como toda la chatarra del generador tiene como destino un procesador específico, ya se conocen muy bien las aleaciones producidas y de esta manera se pueden cerrar los ciclos de los materiales.

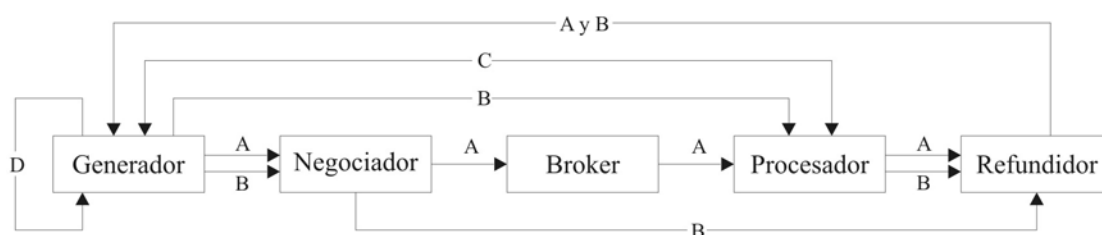


Figura 3.39 – Evolución de los agentes en el ciclo de reciclaje del metal

Pueden haber grandes generadores de chatarra nueva que van más allá, y deciden reciclar su propia chatarra construyendo sus propias refundiciones (letra D). Permitiendo a los generadores reciclar incluso las escorias en estado líquido. El último cambio puede ser la transformación de las empresas familiares de reciclaje en corporaciones públicas o privadas; debido al hecho de que los márgenes de las ganancias disminuyen, las comunicaciones se convierten más complicadas, y la escala de actuación de este mercado pasa de local a nacional, o incluso global (Schlesinger, 2007).

El mercado de los productos reciclados y chatarras se encuentra en expansión; hoy en día es un mercado global que comercializa principalmente metales, además de plásticos y gomas. Se encuentran todos los tipos de materiales reciclados y en todos los

lugares. Uno de los países que poseen más mercado de la chatarra de acero es India, principalmente gracias al desmontaje de grandes cargueros, como se puede ver en la figura 3.40. Al principio de los años 60, se pensaba que el desmontaje de estos gigantes del mar sólo sería posible en países desarrollados, ya que se requería de una gran mecanización. Sin embargo, con la intención de aumentar las ganancias, los propietarios de los navíos empezaron a enviarlos a países donde las normativas de seguridad y salud son precarias, y los trabajadores de estos países se encontraban ávidos de trabajo. Entre estos países se encuentran: India, China, Vietnam, Pakistán, Bangladesh, y Filipinas. Se estima que la mano de obra empleada para el desmontaje de los navíos, es alrededor de 100.000 trabajadores en todo el mundo. Alang, es el emplazamiento donde se desmontan más navíos en el mundo, con una producción del 70 % respecto a las toneladas retiradas de todos los navíos. Actualmente, un 95 % del acero se recupera en estas operaciones de desmontaje. (Recycle Mag, 2008).



Figura 3.40 – Varios navíos a espera de su desmontaje en la playa de Alang, India. (www.wikimapia.org)

El mercado del reciclaje de navíos, posibilita la incorporación de una cantidad muy elevada de metales en la economía mundial, lo que provoca una extracción menor de materiales vírgenes en la naturaleza. Sin embargo, hay que tener en cuenta los métodos, así como las condiciones de trabajo y salud empleados en las plantas de desmontaje. La ética es un valor importante para la sostenibilidad, ya que sin ella, no se conseguiría satisfacer las necesidades de la generación actual y de las generaciones futuras. Tanto las instalaciones de la India, como las de Bangladesh, emplean niños para trabajar en el desmontaje (figura 3.41). Según un informe de la Federación Internacional de los Derechos Humanos (2008), los niños trabajan la misma cantidad de horas al día que los adultos, entre 10 a 12 horas, y en condiciones inhumanas.

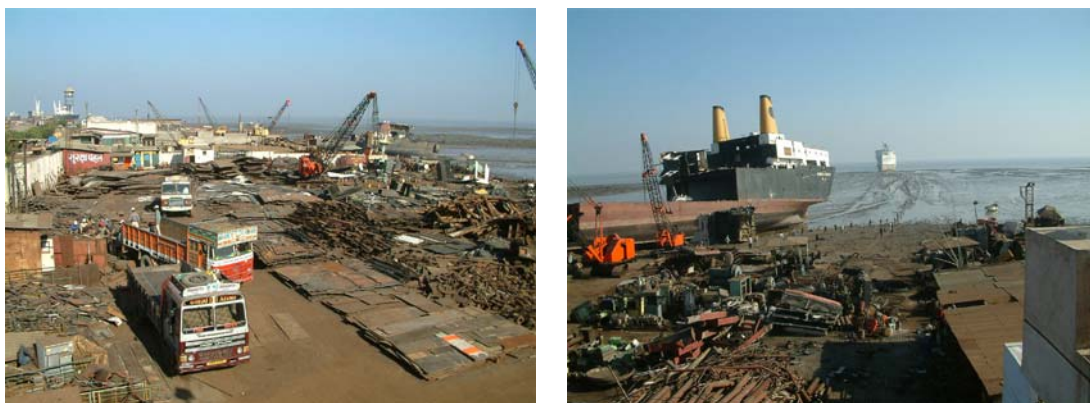


Figura 3.41 – Condiciones de trabajo en la playa de Alang, India. (www.panoramio.com)

El proceso del desmontaje del navío empieza con el negocio de compra y venta, normalmente realizado por los corredores (*brokers*); personas especializadas en encontrar compradores, o personas interesadas en vender navíos, facilitando la comunicación y las negociaciones entre las partes interesadas. Los propietarios de las plantas de desmontaje contactan con los *brokers* para saber si hay propietarios de navíos interesados en desmontarlos. Los navíos se venden por toneladas, y los precios de venta varían entre 110-150 dólares por tonelada (Recycle Mag, 2008). Una vez realizada la venta, el propietario del navío quiere que se desmonte lo más rápido posible para recuperar la inversión. Cuando la embarcación llega al lugar de desmontaje, se realizan una serie de inspecciones antes de dejarla en el lugar definitivo. Estas inspecciones son necesarias para averiguar si el navío se encuentra libre de gases y sustancias tóxicas; tras la inspección, se puede iniciar el desmontaje.

En la siguiente fase, los cortadores realizan el despiece del navío según sus características estructurales. Primero se corta el navío en grandes partes, que se transportan hasta la orilla seca de la planta de desmontaje. Posteriormente otros empleados, cortan estas partes en otras más pequeñas para que puedan transportarse mediante camiones o trenes, según el pedido de los compradores. Otros componentes con un valor económico, como los aparatos electrónicos, pequeños motores, bombas y muebles, entre otros, se venden en mercados de segunda mano. Se estima que para desmantelar un navío carguero se tarda entre 5-6 meses (Recycle Mag, 2008).

Otra fuente del acero es la chatarra proveniente de los ejércitos, como pueden ser partes de aviones, vehículos y maquinaria, entre otros. Solo el ejército de los Estados Unidos genera millares de toneladas de chatarra entre metales, papeles y neumáticos. Únicamente de acero, se generan 57.000 toneladas de chatarra, 680 toneladas de

aluminio y 43.000 toneladas de gomas y neumáticos, según los datos disponibles del *Government Liquidation*; el órgano que comercializa los excedentes del ejército norteamericano. Todo este excedente se puede comprar mediante Internet, según la mejor oferta, para ser reciclado por cualquier compañía.

Los precios de la chatarra del acero recuperado mantienen los establecidos por el mercado de valores del acero primario. El gráfico 3.1 muestra la evolución del precio de los perfiles de acero recuperados y del acero primario. Los precios promedios de los lingotes de acero primario, son 3 veces mayor respecto al precio de los perfiles de acero recuperados en Cataluña. Sin embargo, esta chatarra recuperada pasará por una refundición con la adición de acero primario, u otros metales, formando lingotes para la producción de productos con contenido reciclado. Una empresa de los Estados Unidos²⁴ comercializa muchos productos de acero reciclado, principalmente aceros para las estructuras de hormigón, y aleaciones de alta y baja resistencia. Estos productos de acero se realizan a partir del acero reciclado de postconsumo, con un contenido del 95,5 %, de modo que el restante (4,5 %) está formado por aditivos. Los productos de la empresa están certificados tanto por las normativas de EE.UU., como por la ASTM.

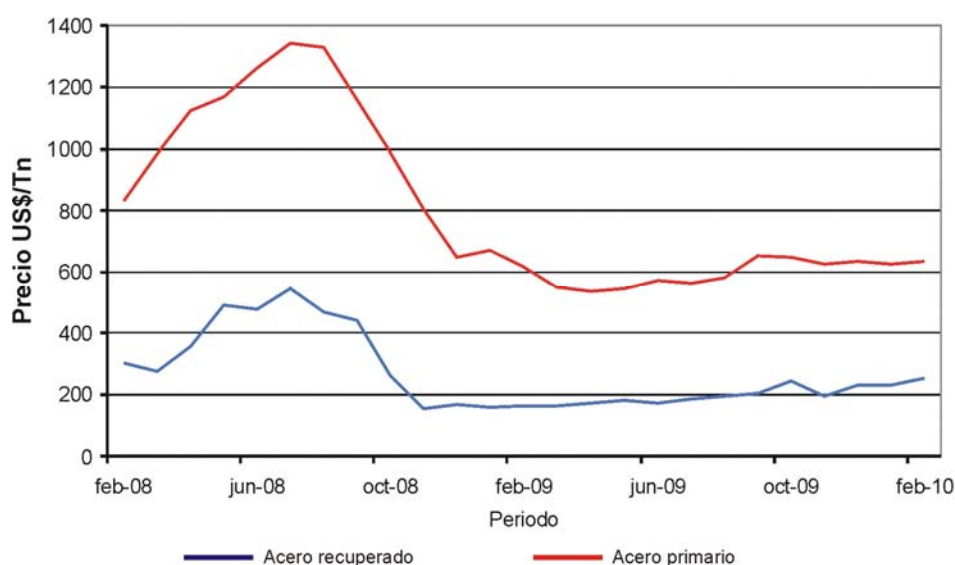


Gráfico 3.1 – Evolución del precio promedio del acero recuperado en Cataluña, y del acero primario en Europa (basado en datos del *Gremi de Recuperació de Catalunya*, 2010 y www.lme.com/)

²⁴ *Cascade Steel Rolling Mills Inc.* Hoja informativa de la empresa de Enero de 2010, en la cual garantiza que el acero utilizado en los productos es de postconsumo, y que el 70 % de la chatarra proviene de una distancia de 800 km respecto a la fábrica.

Disponible en: http://www.cascadesteel.com/documents/mill/recycled_content.pdf. Consultado el 05 de septiembre de 2010.

Los precios de la chatarra del acero inoxidable recuperada, se basan en los precios establecidos por el mercado de valores del acero inoxidable primario, para la aleación del tipo 304, que es la más común. El gráfico 3.2 muestra la evolución del precio de los perfiles de acero inoxidable recuperado y primario. Los precios promedios del acero tipo 304 primario, son 2 veces mayor que el de los perfiles de acero inoxidable recuperado en Cataluña. Como los demás metales, esta chatarra pasará por unos procesos de adecuación de la aleación, para la producción de productos con contenido reciclado.

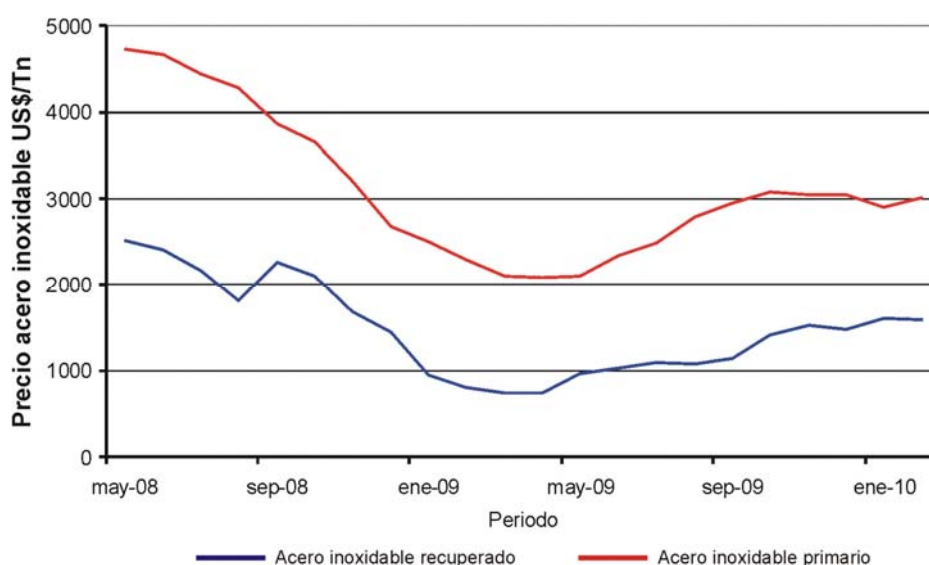


Gráfico 3.2 – Evolución del precio promedio del acero inoxidable recuperado comercializado en Cataluña, y del acero primario comercializado en Europa (basado en datos del *Gremi de Recuperació de Catalunya*, 2010 y www.worldsteelprices.com)

3.3.1.6 Uso del material y valoración

El acero reciclado se puede utilizar en innumerables productos y en diversas industrias; pueden formar productos con la misma función del anterior ciclo de vida o destinarse a nuevas aplicaciones.

3.3.2 Aluminio

El aluminio es el metal con más presencia en la corteza terrestre, con un porcentaje de alrededor de un 8 %, y es el tercer elemento más abundante de la Tierra, sólo por detrás del oxígeno y del silicio (Plunkert, 2000). Es un material muy utilizado en la edificación, principalmente en fachadas; resistente a la corrosión, más ligero que

el acero, y sus propiedades mecánicas hacen posible su empleo como estructura. El aluminio conjuntamente con el titanio, son los metales que más energía necesitan para su transformación, y por consecuencia, son los que más dióxido de carbono emiten. Se necesitan 4 toneladas de bauxita para producir 2 toneladas de alúmina, con las que se produce 1 tonelada de aluminio (US EPA, 2007). Estos datos demuestran, que se generan enormes cantidades de residuos desde la extracción de la bauxita hasta la obtención del aluminio metálico como producto final. Antes de estudiar el aluminio como material reciclado, es necesario comentar los procedimientos necesarios para la obtención del aluminio primario, con la intención de conocer la cantidad de energía y los residuos implicados en dicho proceso.

3.3.2.1 Breve descripción del proceso de elaboración y residuos generados

El aluminio no se encuentra como forma pura en la naturaleza. Siempre se asocia con otros elementos debido a su número atómico, que contienen tres electrones libres en su última capa, lo que genera una fuerte unión con otros elementos. Por este motivo, se requiere una gran cantidad de energía para extraer el aluminio metálico en su forma natural.

El proceso de transformación de la bauxita hasta la obtención del aluminio, es un proceso complicado que produce una gran cantidad de residuos, algunos de ellos tóxicos; se requiere mucha energía para su transformación, y se liberan grandes cantidades de CO₂ y otros gases de efecto invernadero (Schlesinger, 2007). Hasta mediados de los años 1850, la obtención del aluminio era una labor muy costosa y arcaica. El aluminio metálico obtenido tenía un valor de alrededor de 1200 dólares por kg (en valores actuales). Con la utilización de dos nuevos métodos de producción del aluminio; concretamente el proceso Bayer y el proceso Hall-Heroult, el precio del aluminio se situó en 1,25 dólares/kg de producto final. Actualmente, la fuente principal del aluminio es la bauxita, mineral que tiene esta denominación debido a su descubrimiento en la región de *Les Baux*, en Francia en el año 1833. Este mineral se encuentra formado por un 50-60% de alúmina, a parte de contener óxido de hierro, óxido de titanio y otros minerales en bajas proporciones (Fronek y Torgenson, 2008).

La EAA (2008) realiza el inventario del ciclo de vida (LCI) de la industria del aluminio en Europa desde 1998. En este informe, elaborado según las normas ISO 14040 e ISO 14044, encontramos los datos más recientes relativos al año 2005. Según este estudio, el LCI (*life cycle Inventory*) es un conjunto de datos que cuantifican todos los procesos elementales asociados a los procesos principales en la transformación de la bauxita en aluminio.

Se analiza el flujo de masas del aluminio puro, sin las adiciones de las aleaciones; debido al hecho de que los elementos de aluminio normalmente contienen menos de un 5 % de aleaciones en su composición. En relación al transporte, únicamente se consideraron los desplazamientos marítimos. Se montaron modelos distintos para las etapas de producción primaria, semiacabados, refundición y reciclaje, entre otros.

La figura 3.42 muestra la secuencia de la transformación de la bauxita hasta la obtención del aluminio. El aluminio no se puede extraer directamente del mineral, es necesario pasar por algunas etapas para quitar las impurezas. Después de extraer la bauxita, se tritura, se lava y se seca en hornos rotativos a una temperatura de alrededor de 100-350°C, que depende de la reactividad de la alúmina. La función principal del secado es extraer la humedad libre. A continuación, el mineral sigue su procesamiento mediante el método Bayer, para separar la alúmina de la bauxita.

El mineral triturado se coloca en una mezcla que contiene carbonato de calcio anhidro, cal y agua caliente. La mezcla se traslada a un tanque de presión elevada y la alúmina contenida en el mineral se disuelve formando hidróxido de aluminio mediante la sosa cáustica. Por cada tonelada de alúmina producida, se consumen 75 kg de sosa cáustica y 40 kg de cal (IAI, 2007). Los demás componentes del mineral afectados por la solución, reciben el nombre de lodo rojo, debido a la gran presencia del mineral de hierro en la mezcla.

La mezcla se puede filtrar para eliminar las impurezas sólidas. La solución se bombea a unos tanques de precipitación, se enfría y el hidróxido de aluminio se remueve y se separa de la solución con sosa cáustica; a continuación la alúmina extraída se coloca en un horno rotatorio a unos 1.100 °C para eliminar el agua.

El proceso de Hall-Heroult, tiene como finalidad transformar la alúmina en aluminio. Se coloca en una cuba electrolítica que contiene criolita fundida, revestida

internamente con carbón. La criolita tiene como función disminuir el punto de fusión de la mezcla de 2.050 °C hasta los 960 °C, y de proteger el aluminio de la oxidación, ya que el aluminio es más denso que la criolita (Grimes et al, 2008).

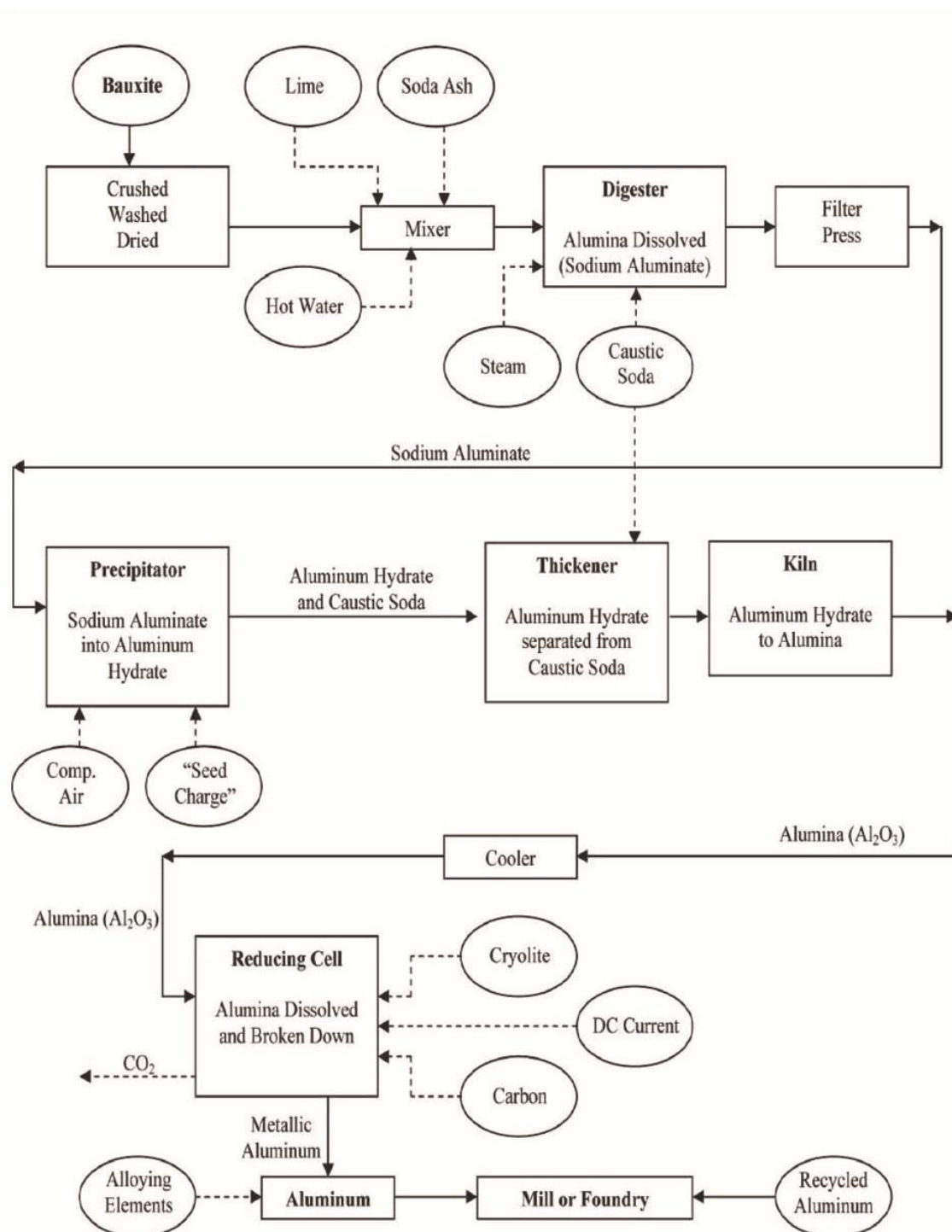


Figura 3.42 – Flujo de transformación de la bauxita, hasta la obtención del aluminio utilizado en la edificación (Fronek y Torgenson, 2008)

Se hace pasar una corriente eléctrica por la solución que contiene la alúmina y la criolita, de modo que se produce una reacción ánodo-cátodo. El cátodo (negativo) es el

forro de la cuba electrolítica, mientras que los ánodos (positivos) lo forman unos electrodos de carbón colgados en el medio de la cuba. La corriente eléctrica separa la alúmina en oxígeno y aluminio metálico. El oxígeno que se desprende de la alúmina se combina con el ánodo de carbón, generando dióxido de carbono. El aluminio metálico, que es más denso que la criolita, se recoge en el fondo de la cuba en intervalos regulares, y se transporta hacia los hornos, junto con otros metales y aluminio reciclado limpio de impurezas. En esta etapa se realizan las aleaciones de aluminio, moldeándolas formando lingotes cilíndricos o rectangulares.

La reacción electrolítica desprende una gran cantidad de dióxido de carbono, además de consumir una gran cantidad de energía. Fronek y Torgenson (2008), afirman que la cantidad de energía necesaria para producir 1 t de aluminio, sólo para este proceso, es tan grande como la consumida por una familia media durante 20 años. El valor promedio para producir 1 t es de aproximadamente 15 MWh, según el informe del análisis del ciclo de vida de EAA (2009). Por este motivo, las fundiciones se encuentran cerca de fuentes energéticas económicas, y que puedan ser renovables, como puede ser la energía eólica o la hidroeléctrica. En la figura 3.31, se puede observar que el aluminio reciclado sólo se presenta en la parte final del flujo, lo que genera una reducción de las emisiones de dióxido de carbono equivalente, además de disminuir la generación residuos y la utilización de recursos energéticos. La tabla 3.7 presenta unos datos aproximados sobre el consumo de materias primas para la producción de 1 t de aluminio líquido primario.

Tabla 3.7 – Principales materiales para la obtención de 1 t de lingote de aluminio primario. (EAA, 2008)

Materias primas principales	Etapas del proceso	Cantidad (kg)
Bauxita	Alúmina	4.259
Sosa cáustica	Alúmina	260
Cal	Alúmina	83
Alúmina	Electrólisis	1.936
Ánodo/pasta (neto)	Electrólisis	428
Aluminio líquido	Moldeo	1.006

Como se ha visto anteriormente, se necesita una gran cantidad de electricidad en el proceso de la electrólisis, que se puede obtener de distintas fuentes energéticas (tabla 3.8). La distribución de la producción del lingote de aluminio primario en Europa utiliza un 36 % de aluminio importado de otros continentes. Las fuentes de generación energética son varias. Casi la mitad de la electricidad utilizada por los fundidores primarios de aluminio en Europa proviene de fuentes hidroeléctricas. Sin embargo, un

20,6 % se genera mediante la combustión de carbón, y un 21,8 % en centrales nucleares. Respecto a la principal fuente de energía eléctrica utilizada en las fundiciones de otros países, hay que tener en cuenta que mayoritariamente proviene de centrales hidroeléctricas. Apenas un 4% se basa en el carbón y un 3,1% proviene de centrales nucleares.

Tabla 3.8 – Distribución de las fuentes de energía en porcentajes (EAA, 2008)

	Modelo europeo (%)	Importaciones (%)	Modelo EAA (%)
Distribución	64	36	
Hidroeléctrica	44,9	81,5	58,0
Carbón	20,6	4,0	14,6
Gasoil	2,7	1,0	2,1
Gas	9,8	9,8	9,8
Nuclear	21,8	3,1	15,0
Otras (biomasa)	0,2	0,6	0,3
Total	100	100	100

De todo el aluminio primario utilizado en Europa, un 58 % de la energía utilizada proviene de centrales hidroeléctricas, y un 15 % de la nuclear; en el modelo ajustado con los porcentajes de importación. El tipo de fuente energética requerida influye directamente en el impacto ambiental. Como se puede ver en la figura 3.43, el impacto ambiental causado por la utilización del carbón, es el más elevado respecto a las principales fuentes energéticas empleadas para la obtención del aluminio primario.

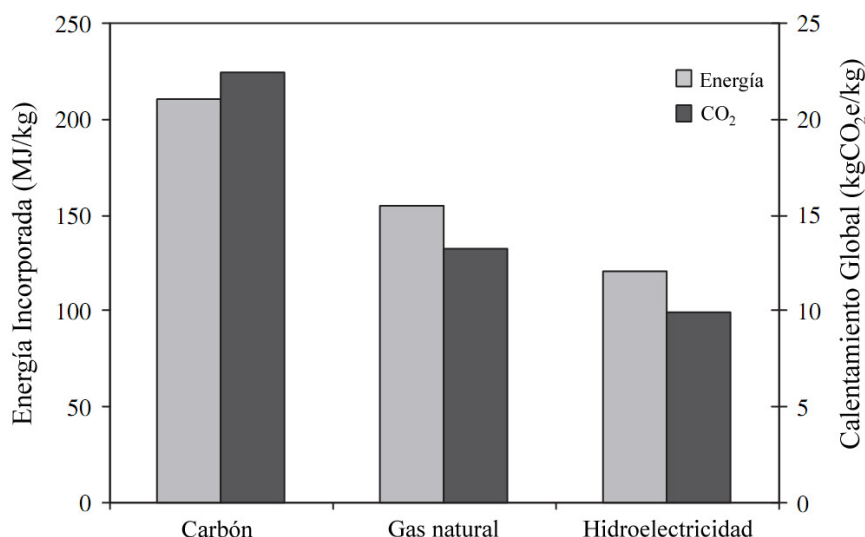


Figura 3.43 – Efecto de la fuente energética en la obtención del aluminio primario (Norgate et al, 2007)

Según Norgate et al (2007), la eficiencia energética del carbón se encuentra alrededor del 35 %, mientras que el uso del gas natural y de la hidroelectricidad poseen unos valores alrededor del 54 % y del 80 % respectivamente. Además, el dióxido de

carbono emitido debido a la combustión del carbón es casi el doble al CO₂ emitido por la combustión del gas natural.

El aluminio metálico en forma de lingotes cilíndricos o rectangulares, se traslada hacia las factorías para la producción de chapas, láminas y productos extrudidos. Las chapas de aluminio laminadas más comunes, tienen unos espesores que varían entre los 0,2-6 mm. Los lingotes rectangulares de aluminio pueden llegar a tener 600 mm de espesor, 2.000 mm de ancho y 9.000 mm de largo, pudiendo pasar de 32 t de masa (EAA, 2008). Antes de empezar la laminación de las chapas, es necesario tallar sus extremos y superficies para obtener una pieza con un acabado óptimo. La producción de las chapas, ya sea con laminación en frío, o con laminación en caliente, genera alrededor de 380 kg de chatarra por cada tonelada de chapa acabada. En este caso la chatarra se vuelve a fundir para entrar en el proceso de nuevo. La obtención de las láminas de aluminio tiene un proceso similar a la laminación de las chapas. Básicamente se forma un stock de láminas con espesores que varían entre los 0,5-1mm, a partir de los lingotes. El espesor final de las láminas es alrededor de 5-200 micrones, y se generan cerca de 600 kg de chatarra por cada tonelada de lámina acabada.

Los perfiles se fabrican mediante un proceso de extrusión, en primer lugar se precalienta el tocho (lingotes) de aluminio, que pueden llegar a tener una longitud de 7 metros de largo. Posteriormente se pasan por una matriz a alta presión, con el formato del perfil transversal deseado. Tanto en los lingotes rectangulares como en los cilíndricos, sus bases se recortan y las extremidades se reciclan. Este proceso genera cerca de 320 kg de chatarra por cada tonelada de aluminio extrudido. Del total de productos producidos mediante extrusión, un 43% se destinan a la construcción de edificios (EAA, 2008). La tabla 3.9 presenta los valores de la energía incorporada, kg de CO₂ equivalente y residuos para los productos semiacabados de aluminio. Los valores se refieren al proceso de transformación del lingote en productos, sin tener en cuenta si se trata de aluminio primario o secundario. Estos valores se deben sumar a los datos del aluminio primario y reciclado.

Tabla 3.9 – Datos de la energía incorporada, CO₂ equivalente y residuos para la producción de productos de aluminio semiacabados (EAA, 2008)

Producto	Energía incorporada (GJ)	kg equiv. de CO ₂	Residuos peligrosos (kg/t)	Residuos no peligrosos (kg/t)
Chapa	13	644	12	8
Lámina	28	1.353	30	16
Perfil extrudido	15	726	38	15

La cantidad de energía, así como el dióxido de carbono emitido a la atmósfera en la fabricación de las láminas es casi el doble que el generado en la producción de chapas y perfiles extrudidos. La cantidad de chatarra que se recicla para la fabricación de láminas también es mucho más elevada que la reciclada para los otros procesos.

3.3.2.2 Posibilidades técnicas y proceso de reciclado

3.3.2.2.1 Obtención del aluminio postconsumo

La chatarra de postconsumo del aluminio debe pasar por un largo recorrido hasta transformarse nuevamente en un producto final de aluminio. El aprovechamiento de la antigua chatarra pasa por el corte de los productos de metal, su separación, el tratamiento térmico y la aglomeración.

Esta chatarra proveniente de la construcción o demolición, se presentan en diversos estados y tamaños; puede contener otros materiales atornillados o adheridos al elemento de aluminio. La chatarra debe estar libre de estos materiales para que se pueda procesar correctamente. Se necesitan unos tamaños adecuados en las operaciones de separación de los residuos y de las chatarras, para obtener una mayor productividad; por lo que el metal se corta en tamaños menores para un manejo más eficaz. Se suelen utilizar cizallas hidráulicas fijas o acopladas en excavadoras, en las operaciones de corte del aluminio, principalmente en las plantas de reciclaje (Schlesinger, 2007). La parte superior de la cizalla es móvil, mientras que la parte inferior es fija, como se muestra en la figura 3.44 (a). La cizalla fija se utiliza para cortar cables, perfiles circulares y cuadrados de hasta 90 mm de diámetro o de lado, lo que depende de la potencia de la máquina. También se puede utilizar para cortar chapas de diversos espesores. Este tipo de cizalla está dotado de dispositivos de seguridad debido a su peligrosidad durante el manejo. Las limitaciones de estas máquinas vienen dadas por el tamaño y por la potencia de corte, por lo que es complicado cortar piezas muy gruesas o de una gran sección transversal.

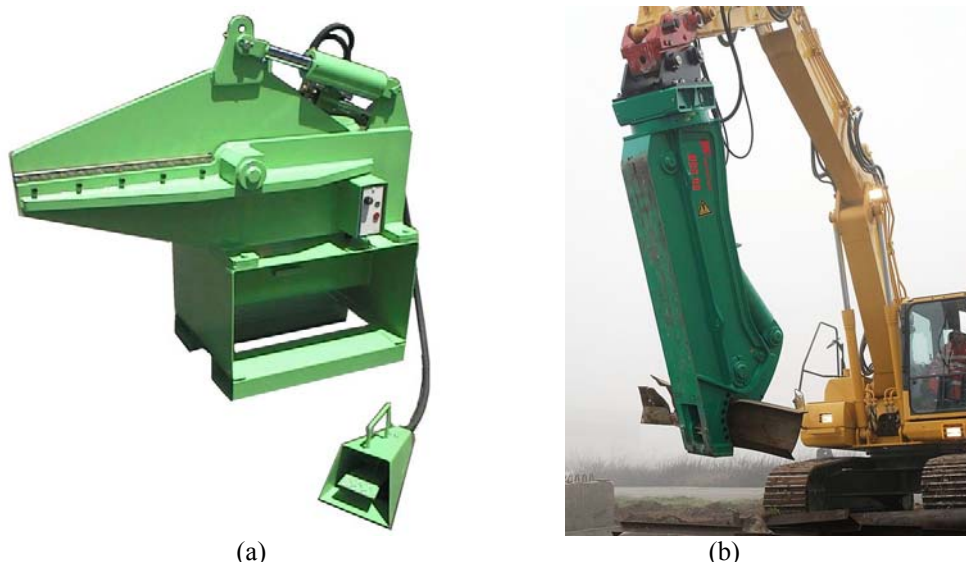


Figura 3.44 – Cizallas (a) fija (alligator) (<http://www.alertnz.com>) y (b) en excavadora (www.directindustry.com)

La excavadora con cizalla, figura 3.44 (b), se utiliza tanto en la obra como en plantas de reciclaje de metal, posibilitando desplazamientos de la chatarra y giros de 360°. Al contrario de la cizalla hidráulica fija, la excavadora permite cortar fácilmente perfiles metálicos de grandes secciones transversales; facilitando el transporte de las piezas de metal hasta las plantas de reciclaje o en la misma planta.

También encontramos aparatos específicos para cortar o triturar piezas más pequeñas de metal, como las cortadoras rotatorias, que están formadas por tubos cilíndricos con dientes de acero asimétricos, que cortan las piezas de metal en partes más pequeñas. A su vez, existen equipamientos específicos para cortar y poner en fardos las latas de bebidas o la chatarra de vehículos. Todas estas máquinas generan polvo, ruido y partículas finas durante su utilización, lo que puede llegar a ser un problema para la salud de los operarios (Sshlesinger, 2007).

Tras cortar las piezas de metal en los tamaños adecuados, se puede proceder a la separación de los metales; como en el caso del reciclaje del hormigón, que la separación de los metales puede ser manual o automatizada. El método de separación visual es uno de los más utilizados, principalmente en la primera etapa de separación de los residuos de construcción y demolición en las plantas de reciclaje, para reducir las impurezas de los metales. Sin embargo, este método necesita de un gran trabajo humano, por lo que muchos de los residuos metálicos no férreos de Estados Unidos y Europa se envían a China (Minter, 2003). De hecho, según Minter (2003), los costes de la mano de obra de la mayor empresa de aluminio secundario de China, corresponde a un 10 % de todos los

gastos anuales (excluyendo la compra de materiales), y son mucho más bajos que los costes de la mano de obra de Estados Unidos y Europa, que se encuentra entre un 10-15 %.

El método de separación manual tiene sus limitaciones, porque no todos los materiales se pueden separar correctamente, y algunos productos están formados con más de un componente. Los operarios que realizan esta labor pueden llegar a equivocarse debido a los múltiples formatos y características de los elementos. El coste de la separación puede llegar a ser un problema si los materiales separados tienen un bajo valor de mercado, y no se pueden cubrir estos costes. Muchas empresas de reciclaje están invirtiendo en automatización para aumentar la productividad y disminuir los errores en la separación (Sandoval, 2005).

Una de las alternativas de automatización es la incorporación de tecnología basada en la separación óptica, para mejorar los resultados en los materiales que llegan mezclados. El equipamiento funciona programando la máquina para identificar objetos con un sensor óptico de luz invisible. Este sensor identifica el objeto, como por ejemplo plástico o vidrio; y el aparato rastrea el objeto por la cinta transportadora hasta que se separa con chorros de aire (Gubeno, 2005). A parte, encontramos máquinas adicionales que se utilizan para separar aún más los residuos, y reservarlos de la forma más homogénea posible. Las máquinas pueden separar dos tipos de material a la vez, procesar hasta 8 t por hora, siendo la precisión de separación alrededor de un 95 % para los residuos municipales (Gubeno, 2005). El porcentaje para los residuos de construcción y demolición es más bajo, debido a los diferentes tamaños de residuos que llegan a la planta de reciclaje, y a la diversificación de los productos.

Existen otras alternativas mecanizadas de separación de los metales ferrosos y no ferrosos del resto de los residuos. La realizada con chorros de aire se utiliza para las separaciones por densidad, mediante aparatos que insuflan aire desde la base de la máquina. El aire tiene un recorrido en zigzag vertical hasta salir por la parte superior del mecanismo. Los metales, al ser partículas más pesadas, se recogen en la zona inferior, y las partículas más ligeras, como los plásticos y papeles, se dirigen a otro sector por la acción del aire.

Gracias a la separación magnética (atracción y repulsión), se pueden separar los metales ferrosos de los no ferrosos. La función es la de separar el acero, el hierro, el níquel y sus aleaciones, de los otros metales (Schlesinger, 2007). La separación magnética por atracción es la más conocida y se asemeja mucho a la separación magnética utilizada para separar el acero del hormigón. Se puede realizar en el tambor giratorio, o sobre la cinta transportadora, pudiendo encontrar uno o dos magnetos. El hierro se considera una impureza del aluminio, y en algunas plantas se utilizan dos magnetos para retirar el máximo posible de impurezas que se encuentran en la chatarra de aluminio, antes de que sea derretida (Schlesinger, 2007).

La separación por repulsión tiene como principio generar un campo magnético alrededor de un magneto permanente. Este campo magnético genera una corriente eléctrica entre los metales, dependiendo de su conductividad eléctrica. La corriente eléctrica generada, provoca una repulsión de las partículas de aluminio debido a su alta conductividad eléctrica y a su baja densidad, respecto a otros metales. Este procedimiento es el más utilizado en el caso de los residuos municipales, para separar las latas de aluminio de las de acero, y otros residuos no metálicos. Sin embargo, este método también se puede emplear con los residuos de los metales de demolición, como los perfiles de aluminio, acero y tuberías de cobre, entre otros.

Finalmente el método de separación por densidad, se basa en introducir los metales y las impurezas en agua, junto con adiciones de hierro, silicio y magnetita, de manera que se consigue una densidad de la mezcla próxima a la del aluminio. Hay que tener en cuenta que es difícil encontrar líquidos con densidades superiores a 3 g/cm^3 (Novelli, 2000). En este proceso, los materiales más ligeros que el aluminio flotarán (maderas y plásticos), y los materiales más densos se hundirán (acero y cobre). El aluminio se quedará en el medio de la mezcla. Sin embargo, nos encontramos con algún inconveniente respecto a la utilización de este sistema en el flujo de separación.

En primer lugar, este proceso es húmedo, lo que implica un secado posterior para poder continuar con el tratamiento de los residuos; se pueden quedar junto al aluminio materiales compuestos, ya que es posible que tengan densidades específicas próximas a la del aluminio; y los residuos que se encuentran en el proceso pueden alterar la densidad del fluido tras varias utilizaciones (Novelli, 2000).

Tras la separación de los metales de las impurezas y la separación de ciertos metales entre sí, el reciclador se puede encontrar con el problema de las aleaciones, como se podrá ver más adelante en el proceso de reciclado. Encontrar las aleaciones de cada pieza de metal y colocarlas en su contenedor específico es un verdadero reto. En primer lugar, porque las aleaciones poseen diferentes grados de absorción de las impurezas de otros metales. Esta tolerancia también irá disminuyendo, debido a la incorporación de otros metales en los varios ciclos de reciclaje, hasta unos límites máximos dados por cada composición de la aleación. Como afirma Schlesinger (2007), existen dos posibilidades para reducir las impurezas en las aleaciones. La primera sería la de desarrollar tecnologías que tengan un coste industrial aceptable, y que permitan extraer lo máximo posible los excesos de los metales de las aleaciones del aluminio o del acero derretido. La otra posibilidad para reducir las impurezas, se basa en identificar y separar los metales por aleaciones durante todo el proceso.

En el caso del aluminio, existen algunas técnicas para identificar si las aleaciones son de fundición o de extrusión. Una opción es colocar las aleaciones de fundición junto con las aleaciones de extrusión. Las aleaciones de fundición poseen unos puntos de fusión más bajos que las aleaciones de extrusión, y se vuelven más frágiles (DeGaspari, 1999). A continuación, las aleaciones de fundición se machacan y se criban para separarse de las aleaciones de extrusión. Otras posibilidades podrían ser: el buen criterio de un operario (pero sin mucha eficiencia); escanear la chatarra con rayos X para diferenciar los metales pesados de los metales ligeros, o mediante tratamientos con ácidos y bases (Schlesinger, 2007). Estas últimas técnicas diferencian las aleaciones mediante su brillo o por tonos de grises; muchas veces fallan, porque tanto las aleaciones destinadas a la fundición como las de extrusión presentan brillos o tonos iguales.

Un problema aún mayor, es conocer la composición de cada pieza de aluminio que se encuentra en la chatarra para saber a qué familia pertenece. Se utilizan aplicaciones de soluciones de hidróxido de sodio en las piezas de aluminio, que generan distintos tonos de color gris en las aleaciones. Este método fue uno de los primeros automatizados, y actualmente se utiliza ampliamente en las plantas de reciclaje (Bell et al, 2003). El principal problema de este método, es que las aleaciones no deben tener pinturas u otras protecciones superficiales, ya que la solución no reacciona bien con estas sustancias.

La tecnología más novedosa de separación de las aleaciones se realiza mediante espectroscopia láser (*Laser-induced breakdown spectroscopy – LIBS*). Permite analizar cada pieza de chatarra y separarla según la familia de aleaciones, sin contacto ninguno con la pieza. Este método consiste en emitir un rayo láser sobre la pieza, formando un plasma, que ilumina una pequeña parte de la pieza. La emisión de esta luz se transporta por fibra óptica hasta el aparato que mide la composición atómica de dicha pieza. (Bell et al, 2003).

Se puede realizar esta técnica porque cada elemento químico emite su propia frecuencia de luz característica, cuando se somete a altas temperaturas. Cuando la composición de la pieza es identificada, se clasifica y se reserva. Según Schlesinger (2007), el proceso de identificación es muy rápido y facilita analizar hasta 40 piezas por minuto, pudiendo ser la cantidad de chatarra procesada alrededor de 3 a 6 toneladas por hora.

Existen estudios con el propósito de producir aleaciones que logren absorber una mayor cantidad de materiales, principalmente respecto a las aleaciones destinadas a la producción de productos extrudidos y de chapas (Das, 2006); debido a que la parte más complicada del reciclaje de los metales, es separar la antigua chatarra con la misma composición química.

La pintura y los compuestos orgánicos se pueden separar del aluminio a través de tratamientos térmicos, que deben ser realizados en rangos de temperatura y tiempos de exposición muy específicos, para evitar las pérdidas excesivas del aluminio que se transforma en escoria (*dross*), por la oxidación del aluminio. Encontramos dos métodos para la eliminación de la pintura en los hornos. El primer método consiste en mantener la chatarra de aluminio a una temperatura baja, alrededor de 500 °C; por un tiempo de 5 minutos. La otra opción sería la introducción de la chatarra en hornos a una temperatura elevada, pero con un tiempo de exposición mucho menor. Estos dos métodos tienen por objetivo eliminar las impurezas y evitar la oxidación del aluminio

3.3.2.2.2 Proceso de reciclado

La principal ventaja de los metales es que no se ven afectados en los procesos de fundición; es decir, pueden preservar sus características iniciales después de reciclarse una y otra vez.

La parte más fácil, que se recicla desde hace muchos años es la nueva chatarra, es decir, la chatarra industrial producida en la fabricación de los componentes metálicos. Los fabricantes la recogen y entra nuevamente en el proceso de producción. Esta chatarra es de elevada calidad, el fabricante conoce sus propiedades, sus aleaciones y frecuentemente se encuentra sin las capas protectoras, que se añaden al metal después de la producción de los perfiles extrudidos y de las chapas.

Estas capas protectoras, como las pinturas, se pueden quitar de los perfiles de aluminio al introducirlos en hornos, de manera que se quema o se volatiliza dicha capa (EAA, 2008). Sin embargo, la dificultad se encuentra en recuperar todo el metal utilizado fuera de la industria. En este caso, nos referimos a todo el aluminio ya fabricado, y que está presente en los automóviles, edificios, latas y embalajes, navíos y otros muchos elementos. La cantidad y calidad de la chatarra nueva de los productos semiacabados o finales, es determinante para el producto final reciclado, puesto que depende del tipo de aleaciones que se utilizan. De la misma manera, las chatarras recuperadas de los automóviles o edificios, influyen en la obtención de los productos derivados de esta fundición, porque los productos reciclados fundidos se encuentran juntos en la mezcla (EAA, 2007). La figura 3.45 muestra el flujo básico de la obtención del aluminio reciclado, a partir de la chatarra nueva y usada.

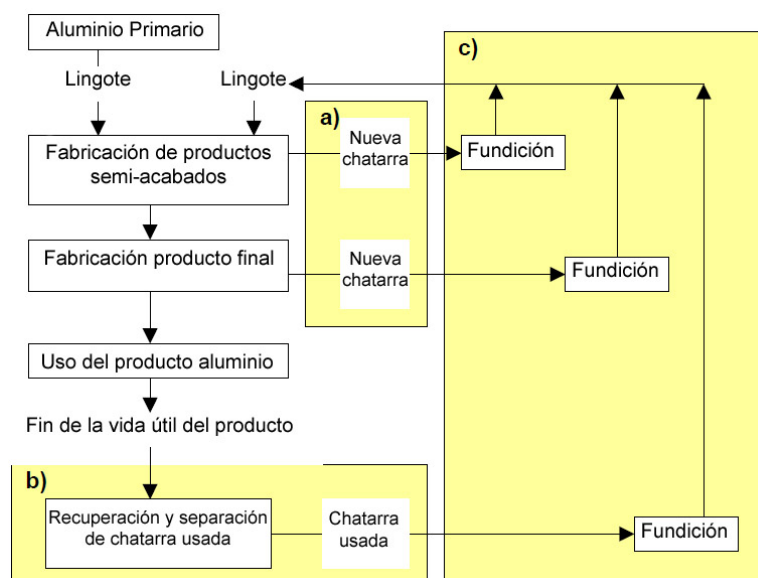


Figura 3.45 – Flujo básico de la obtención del aluminio reciclado, a partir de chatarra nueva y usada, como sustituto del aluminio primario (EAA, 2007)

La eficiencia de la obtención de nuevos componentes de aluminio a partir de chatarra nueva es muy elevada, debido a que los métodos industriales disponibles posibilitan la fácil recogida del aluminio. Sin embargo, la obtención a partir de chatarra usada es más complicada, puesto que la recuperación y separación es más costosa, principalmente si proviene de pequeños componentes de los edificios.

Según EAA (2008), la cantidad promedia de metales sólidos incorporados en la mezcla del aluminio líquido primario es de un 25 %. Los metales sólidos utilizados son el aluminio reciclado y otros metales, que a su vez conforman las aleaciones del lingote de aluminio. Durante la fase de moldeo de los lingotes, se forma la escoria, compuesta por el óxido de aluminio con aluminio metálico atrapado. Esta escoria está formada por 17,8 kg/t de aluminio de los cuales 15,7 kg/t son reciclados.

Los ánodos y la pasta de carbón utilizada en la etapa de la electrólisis se reciclan, ya que no se consumen totalmente. De hecho, los ánodos se sustituyen cuando se consume un 80 % de su contenido en el proceso de obtención del aluminio primario. El 20 % restante se machaca y se incorpora en nuevos ánodos de carbón, en las propias plantas de fabricación.

Los métodos de transformación de la chatarra industrial y obsoleta dependen del tipo de la fuente de recogida del metal, y de las características del producto deseado. Para esta transformación se utilizan 2 tipos de hornos industriales, los hornos rotativos fijos y los basculantes. Los rotativos fijos se encuentran principalmente en las refinerías de aluminio, y son los más utilizados porque pueden reciclar una mayor diversidad de materiales (Bravo y Pascual, 2004). Utilizan grandes cantidades de sales, que funcionan como material fundente y sirven también para separar las impurezas del metal. Estas sales son el cloruro sódico y potásico; y conjuntamente con los óxidos de aluminio generan los residuos de este proceso conocidos como la escoria salina (Gómez, 200?). Según el mismo autor, las escorias salinas se encuentran clasificadas como residuos peligrosos por el Catálogo Europeo de Residuos (CER). De acuerdo con EAA (2008), todas las chatarras de aluminio destinadas a la producción de componentes para la construcción utilizan hornos basculantes. Tenorio y Espinosa (2002), afirman que a pesar de la introducción de tecnologías más efectivas para el reciclaje, la utilización de las sales fundentes se encuentra muy extendida, debido a su baja inversión, a que es una tecnología sencilla con un alto rendimiento y a su bajo coste de mantenimiento.

Bravo y Pascual (2004), describen las funciones de las sales y como funciona el proceso de separación de las impurezas del metal. Las sales transfieren el calor al aluminio, lo que aumenta la eficiencia térmica; dispersan mecánicamente varios óxidos metálicos o no metálicos que se encuentran en el horno, pudiendo reaccionar y disolver los óxidos de aluminio. La figura 3.46 muestra el esquema del proceso de producción del lingote de aluminio de segunda fusión.

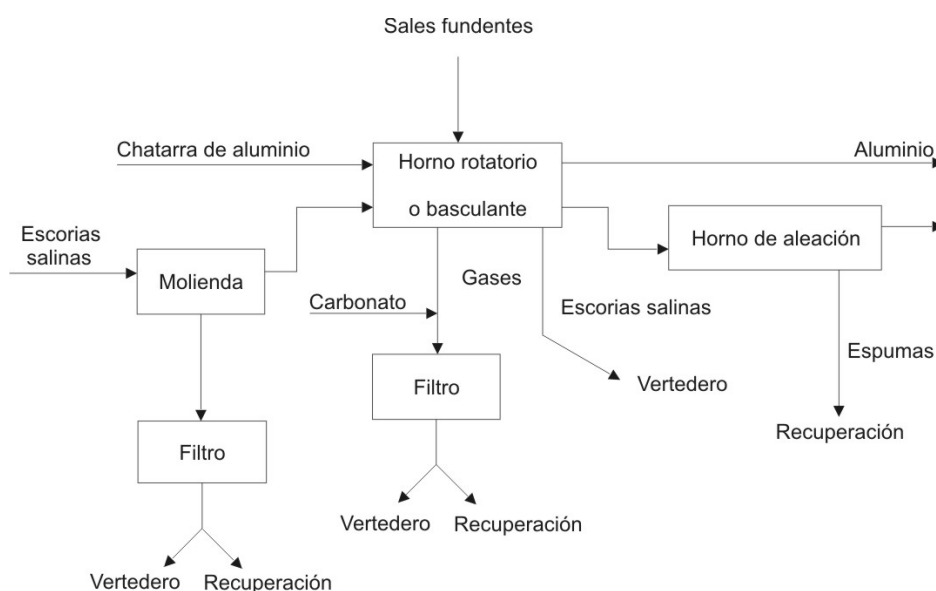


Figura 3.46 – Esquema del proceso de producción del aluminio de segunda fusión (Bravo y Pascual, 2004)

El proceso de fundición en el horno se inicia introduciendo la cantidad de sales necesarias para extraer las impurezas. Las sales se funden en el horno, para posteriormente verter el metal. Después de fundido, el metal y las escorias se extraen del horno por separado. Las escorias se pueden encontrar flotando en la superficie, si son más ligeras que el aluminio; en el fondo del horno si las escorias están formadas por metales pesados o poseen un punto de fusión más elevado que el aluminio, y también pueden encontrarse adheridas a las paredes del horno.

Durante este trabajo, se realizó una entrevista a una empresa de reciclaje de aluminio, que también fabrica sus propios productos. Dicha empresa compra grandes cantidades de aluminio, para tener un suministro constante. Los productos vienen prensados del recuperador, formados por un aluminio con diversas aleaciones.

En su proceso no se añade aluminio de primera fusión, pero se utilizan pequeñas cantidades de otros metales para la corrección de la aleación. Las pinturas de

los perfiles de la chatarra, se evaporan en el proceso de fundición del aluminio reciclado, utilizando hornos basculantes. Siempre se encuentra aluminio dentro de los hornos, lo que ayuda a acelerar el proceso de fundición del aluminio que entra.

La empresa trabaja con sólo un tipo de aleación; la 3005, temple H-18. También con otros metales en proporciones diversas, como el hierro y el acero que no fueron debidamente separados por el recuperador. Los operarios extraen muestras del aluminio reciclado durante el proceso continuo de fundición, para determinar los elementos químicos existentes con la intención de realizar las correcciones necesarias para absorber las impurezas.

A partir de este punto, el proceso de fabricación es muy semejante a la fabricación de los productos con aluminio primario. El aluminio corregido se vierte para formar los lingotes, que posteriormente serán transformados en bobinas que se cortarán para formar las chapas. Las chapas pasan por los hornos para recibir la pintura, doblarse posteriormente y formar el producto final. Las sales fundentes se sustituyen del horno cada cierto tiempo, y las escorias procedentes del horno se destinan a otra planta para su posterior tratamiento. En esta otra planta se recoge el aluminio oxidado de los residuos, y el resto se almacena en depósitos controlados. La empresa afirma mediante una autodeclaración que el 100 % del aluminio empleado proviene de aluminio reciclado. Sin embargo, no posee una ecoetiqueta conocida en el mercado, emitida por una institución independiente definida por la ISO 14024, atestando que el aluminio utilizado es 100% reciclado y que los productos tienen un contenido reciclado de un 95 %. El 5 % restante, corresponde a las adiciones de otros metales para corregir la composición química de la aleación.

3.3.2.2.3 Restricciones del aluminio reciclado

El aluminio posee unas altas tasas de reciclaje, sin embargo las diversas aleaciones existentes restringen un poco dicho proceso. Actualmente existen muchísimas aleaciones de aluminio en el mercado, lo que provoca que el reciclaje de algunas de ellas sea más complicado que otras. Este número tan elevado de aleaciones, se debe a las múltiples aplicaciones que el aluminio puede tener tanto en la industria aeronáutica, automovilística, naval, constructora, o en el sector de la alimentación y bebidas, entre otras.

Las aleaciones se forman con distintos materiales en proporciones diversas, y se clasifican en series, según el material predominante utilizado, sin tener en cuenta el aluminio. Podemos encontrar aleaciones utilizadas en los productos fabricados en estado sólido (extrusión), y en los productos manufacturados en estado líquido (fundición).

Las series de las aleaciones de aluminio, utilizadas en los productos fabricados en estado sólido se clasifican de la siguiente manera:

- 1xxx - Tienen un contenido mínimo de aluminio del 99 %. Son las aleaciones más puras que encontramos con este material
- 2xxx - Tienen cobre en su composición entre un 1- 6 %
- 3xxx - Poseen manganeso en porcentajes de hasta un 1,5 %
- 4xxx - El material predominante es el silicio con hasta un 13 %
- 5xxx - Con un contenido máximo de un 5,5 % de magnesio
- 6xxx - Con magnesio (1,5 %) y silicio (1,8 %)
- 7xxx - Aleaciones con un porcentaje de zinc entre un 1,5 – 10 %
- 8xxx - Aleaciones realizadas con materiales que no se encuentran en las series anteriores

Sclesinger (2007) describe las limitaciones sobre el reciclaje de las distintas series. La serie 1xxx, es la que contiene el porcentaje más elevado de aluminio. La chatarra de postconsumo de esta serie, se puede utilizar para ser reciclada en la misma serie, mientras que no tenga componentes añadidos de aluminio de otras series, para no contaminar demasiado el producto.

Sin embargo, la chatarra de la serie 1xxx es la más utilizada junto con chatarras de otras series, para diluir los elementos químicos, y así fabricar aleaciones distintas a la 1xxx. Las demás series poseen un alto contenido de otros materiales en sus composiciones, lo que provoca que el reciclaje de las series de aluminio en otras, sea muy difícil, debido a este alto contenido de materiales. Por ejemplo, la serie 2xxx tiene un alto contenido de cobre, y el contenido máximo de cobre en muchas series no sobrepasa el 0,30 %.

Normalmente en el reciclaje del aluminio, se utiliza aluminio primario para diluir el contenido de otros materiales, tales como: cobre, silicio, manganeso y zinc entre otros. Esto se realiza para que se puedan formar aleaciones de series distintas, con un margen de tolerancia entre los elementos químicos, sin afectar a las prestaciones de la nueva aleación producida; de esta manera no es necesario poner productos de una misma. El inconveniente de esta operación, es sin duda la utilización del aluminio primario para diluir los otros elementos.

Las aleaciones producidas para los productos manufacturados en estado líquido, poseen una nomenclatura muy semejante a la de los productos fabricados en estado sólido. Sin embargo, el contenido de elementos químicos es más elevado. Por ejemplo, la aleación 3xx.x tiene un contenido de silicio entre un 4,5-20 %, y de cobre entre un 0,5-5 %; y la tipo 5xx.x posee un porcentaje de magnesio entre un 3,5-10,5 %. El reciclaje de estas aleaciones es más complicado que el de las aleaciones para los productos sólidos, debido a los altos contenidos de otros elementos en el aluminio. De modo que, es aconsejable reciclar este aluminio en la misma serie para utilizar la menor cantidad de aluminio primario posible.

Sclesinger (2007), presenta un ejemplo relativo a la dilución de una chatarra de la serie 380.0 con aluminio primario; en este caso 100 kg de chatarra de aluminio 380.0 se diluyen en 200 kg de aluminio primario. La composición de la chatarra es la siguiente: 8,5 % Si; 2,0 % Fe; 3,5 % Cu; 0,5 % Mn; 0,5 % Ni; 0,1 % Sn; 3,0 % Zn y 82,4 % Al. Por su parte, el aluminio primario está formado por: 0,05 % Si; 0,06 % Fe y 99,89 % Al. El resultado final lo forman 300 kg de aluminio con los siguientes porcentajes: 2,87 % Si; 0,71 % Fe; 1,17 % Cu; 0,17 % Mn; 0,17 % Ni; 0,03 % Sn; 1 % Zn y 93,88 % Al. Según Sclesinger (2007), con la adición de algunos elementos se consiguen aleaciones muy utilizadas en la industria del automóvil. La utilización del aluminio primario posibilita que muchas aleaciones de aluminio se puedan reciclar, sin la necesidad de separar dichas aleaciones. Por otra parte, hay que tener en cuenta que la utilización del aluminio primario aumenta el impacto ambiental de dicho metal.

3.3.2.3 Comparativas ambientales

La energía necesaria para fundir el aluminio reciclado es un 5 % de la energía necesaria para transformar la bauxita en aluminio metálico (Fronek y Torgenson, 2008; Calkins, 2009; IAI, 2007). Fronek y Torgenson (2008), apuntan que más de dos tercios de todo el aluminio fundido se encuentra en uso debido al reciclaje. Un estudio sobre el análisis del ciclo de vida del aluminio realizado por EAA (2008), revela que la energía necesaria para producir un lingote de aluminio reciclado a partir de chatarra es de 8 GJ, emitiendo 506 kg equivalentes de CO₂. Como se ha visto anteriormente, la energía incorporada necesaria para transformar la bauxita en aluminio metálico, es de 131 GJ y se emiten 9.677 kg equivalentes de CO₂.

La relación entre la energía incorporada del aluminio reciclado, respecto al aluminio primario es de un 6 %, respecto a las emisiones de dióxido de carbono este porcentaje es de un 5 %. Sin embargo, hay que tener en cuenta que en este 5 %, no se tienen en cuenta los valores de la energía incorporada para los productos semiacabados, que se deben añadir en todos los productos fabricados, sin importar si son primarios o secundarios. Por otra parte, la energía necesaria para obtener un perfil extrudido a partir de aluminio reciclado es de un 16 %, respecto al mismo perfil fabricado con aluminio primario. En el caso de la producción de láminas este porcentaje es de un 23 %.

El EAA (2008) informa que en relación a las emisiones del aluminio primario, se liberan 4.836 kg equivalentes de CO₂ (únicamente utilizando la electricidad como fuente energética), más 4.841 kg equivalentes de CO₂ para los procesos de transformación por cada tonelada de aluminio fundida; con un total de 9.677 kg equivalentes de CO₂ por cada tonelada de aluminio primario. Las emisiones en el proceso de transformación del aluminio, principalmente se deben al consumo de los ánodos y pastas de carbón, junto con las emisiones de PFC.

El PFC es uno de los gases más perjudiciales que causan el efecto invernadero; se produce en el proceso de transformación del aluminio primario, conocido como “efecto ánodo”. Este elemento tiene una expectativa de vida que puede llegar hasta los 50.000 años. Dentro de esta familia de gases, el más abundante es el tetrafluorometano (CF₄), ampliamente utilizado en la industria del aluminio. Khalil et al (2003), recopilaron datos de las concentraciones de CF₄, y comprobaron que la concentración de este gas en la atmosfera es de aproximadamente 74 partes por billón. Sólo la

industria del aluminio es la responsable de 33 partes por billón de toda esta concentración, es decir, casi un 45 % de todo el CF_4 existente en la atmósfera. El potencial devastador de estas moléculas, se puede entender de forma que 1 kg de CF_4 emitido, corresponde a aproximadamente 6,5 toneladas de CO_2 (US EPA, 2006 y IAI, 2007). Debido a todos estos datos, se han realizado esfuerzos para disminuir las cantidades de dióxido de carbono, PFC y otros gases. Como informa IAI (2009), hubo una reducción del 87 % en las emisiones de los perfluorcarbonos, pasando de 5 toneladas equivalentes de dióxido de carbono en los años 1990, hasta unas 0,65 toneladas equivalentes de dióxido de carbono de promedio, en el año 2007.

Durante el proceso de fundición de la alúmina, también se liberan otros residuos, como el dióxido de azufre, los fluoruros y los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs); que se forman durante la combustión incompleta del carbón, petróleo, gas y madera. Estas sustancias tienen una influencia más local, y como las plantas de transformación suelen situarse cerca de las áreas forestales o de los ríos, los fluoruros pueden contaminar el suelo, la vegetación o el agua del entorno de las plantas de fundición. Los fluoruros se pueden encontrar en formato sólido o gaseoso. Actualmente, según IAI (2007), la cantidad de fluoruro liberada se sitúa cerca de 1kg por tonelada de aluminio procesado.

Respecto a la producción primaria, se extraen más de 150 millones de toneladas de bauxita todos los años. En la etapa de transformación de la bauxita en alúmina, la mayor parte de la energía tiene naturaleza térmica, con aproximadamente 10 GJ de energía por cada tonelada de alúmina producida, siendo necesarios 230 kWh/t de electricidad. En la etapa de la electrólisis, se consumen alrededor de 15.000 kWh/t de aluminio. Los datos presentados por IAI (2007), se encuentran en el mismo orden, con cerca de 16.870 kWh/t de aluminio producido. Se necesitan 131 GJ de energía incorporada, desde la extracción de la bauxita, hasta la obtención de 1 t de lingotes de aluminio primario (EAA, 2008).

3.3.2.3.1 Residuos del proceso Bayer

Básicamente el lodo rojo compone los residuos de este proceso, formado por los productos insolubles resultantes de la transformación de la bauxita en alúmina, con un elevado pH (alrededor de 13).

Según Hind et al (1999), por cada tonelada de alúmina se producen entre 1-2 toneladas de lodo rojo seco. EAA (2008) presenta unos datos intermedios, con unos 1.375 kg de lodo rojo por cada tonelada de aluminio primario. La práctica habitual se basa en depositar el lodo rojo en lagunas de sedimentación, para que el agua utilizada se pueda evaporar. El lodo rojo vertido se puede filtrar en la tierra y contaminar el agua, además se crea una gran zona árida, debido a que se requiere una gran cantidad de área; además de generar polvo debido al diminuto tamaño de las partículas del dicho lodo (Agrawal et al, 2004). De hecho, el lodo rojo se clasifica como residuo peligroso por el Catálogo Europeo de Residuos (CER). La figura 3.47 muestra una laguna de sedimentación ubicada en Italia.



Figura 3.47 – Laguna de decantación de lodo rojo, en la isla de Cerdeña – Italia (Google Earth)

Los depósitos se pueden sellar mediante la incorporación de membranas poliméricas, y la construcción de canales de drenaje; donde el agua se recoge con la posibilidad de utilizarse en futuras aplicaciones. Se estima que se producen 90 millones de toneladas de lodo rojo al año, y que los costes del procesamiento del lodo rojo pueden llegar al 5 % del coste de la producción de la alúmina (Kumar et al, 2006).

Los residuos sólidos se pueden utilizar posteriormente como relleno para las bases de carreteras, ladrillos y productos cerámicos. Sglavo et al (2000), investigaron los efectos de las adiciones de lodo rojo, respecto a la resistencia mecánica en las mezclas cerámicas para la producción de ladrillos perforados. Las muestras tenían unos porcentajes que variaban entre un 0-50 % de la masa sólida, y unas temperaturas en el horno de entre 850-1.050 °C. Hasta los 850 °C, el lodo rojo se comporta como un material inerte, es decir, a medida que se aumenta su contenido en la mezcla, su resistencia mecánica disminuye. Sin embargo, entre los 950-1.000°C el lodo rojo

incrementa la resistencia del ladrillo, puesto que algunos óxidos reaccionan con el oxígeno. Además, se pueden obtener diferentes coloraciones según las diferentes temperaturas de cocción, desde casi el blanco, pasando por un rosa claro, naranja y rojo.

Liu et al (2009), también investigaron la aplicación del lodo rojo en ladrillos, separando magnéticamente el contenido de hierro del lodo rojo seco, y utilizando el resto para la fabricación de ladrillos. El método consiste en la utilización del carbón o un gas como el hidrógeno, para actuar como un agente reductor; finalizando el proceso de desoxidación en unos hornos rotatorios. A continuación, el hierro se separa magnéticamente del resto de los materiales que forman el lodo. Se puede llegar a una tasa de recuperación del hierro de un 80 %, con una temperatura en los hornos de 1.300 °C, y un tiempo de cocción de 110 minuto. Los residuos de esta reducción son los aluminosilicatos, que se utilizan para fabricar ladrillos o bloques.

Tsakiridis et al (2004) investigaron los efectos de la incorporación de un 3,5 % de lodo rojo en las mezclas de cemento Portland. Los resultados demostraron que con este porcentaje de lodo rojo, no hay una reducción significativa en la resistencia a compresión de las muestras analizadas. Por otra parte, Liu et al (2009) afirman que estas pequeñas adiciones no son efectivas ni significativas, ya que hay que tener en cuenta que se producen unas cantidades inmensas de lodo rojo todos los años. Otros estudios se centran en recuperar los metales presentes en el lodo, principalmente el hierro, presente con un porcentaje cercano al 50 % del total de los sólidos; pero sin ningún éxito comercial (Hind et al, 1999). El contenido de hierro disponible en el lodo rojo, es mucho menor que el encontrado en los minerales de hierro, además la presencia de muchas otras sustancias disminuyen su utilización como materia prima para la industria del acero (Kumar et al, 2006).

3.3.2.3.2 Residuos sólidos del aluminio reciclado

Las escorias resultantes del horno de arco eléctrico, están formadas básicamente por aluminio metálico, sales y óxidos no metálicos. Los residuos de la fundición del aluminio secundario no tienen viabilidad económica, debido a la gran cantidad de energía necesaria para separar los residuos, y a la baja calidad de los productos, con la excepción de la extracción del poco aluminio que se encuentra en las escorias.

Una alternativa al horno rotativo de eje fijo, es el horno rotativo basculante. La tabla 3.10 muestra las cantidades típicas de las escorias salinas, encontradas en los hornos rotativos de eje fijo y basculante.

Tabla 3.10 – Composición típica de las escorias salinas procedentes de los hornos rotatorios (Bravo y Pascual, 2004)

Componente	Horno eje fijo		Horno basculante	
	Cantidad generada (kg)	Porcentaje medio (% en peso)	Cantidad generada (kg)	Porcentaje medio (% en peso)
Concentrados de Al	90	8	38	6
Partes solubles en agua	550	48	120	18
Partes insolubles en agua	500	44	500	76
Total residuos generados	1.140		658	

En tabla anterior se puede observar que la cantidad de los residuos producidos en el horno rotativo de eje fijo es muy superior a la de los hornos rotativos basculantes. Encontramos un 42 % menos de escorias salinas producidas por el horno basculante, debido a que son necesarias menos sales para fundir el aluminio.

3.3.2.4 Organismos y normativas específicas

No existe una normativa relativa al procesamiento de la chatarra del aluminio en el sector de la construcción de los edificios. Las características mecánicas y químicas de las aleaciones del aluminio se especifican en las normativas relativas al aluminio de primera fusión. En los hornos se recogen muestras de aluminio de segunda fusión y se analizan químicamente para conseguir la aleación deseada por cada empresa.

3.3.2.5 Mercado

La cantidad total, así como el porcentaje del aluminio reciclado se encuentra en continuo aumento a lo largo de los últimos años. Según datos de IAI (2006), el aluminio reciclado representaba un 28 % de toda la producción mundial de aluminio en 1990, con 8 toneladas recicladas. En 2004, el porcentaje ha crecido hasta un 33 %, con unos 15 millones de toneladas recicladas. Las estimaciones realizadas por IAI para el año 2020 establecen un 43 %, con 30 millones de toneladas recicladas.

La Unión Europea y América del Norte, son las regiones con más industrias para el reciclaje del aluminio. El gráfico 3.3 muestra la evolución del consumo de aluminio reciclado únicamente en Estados Unidos.

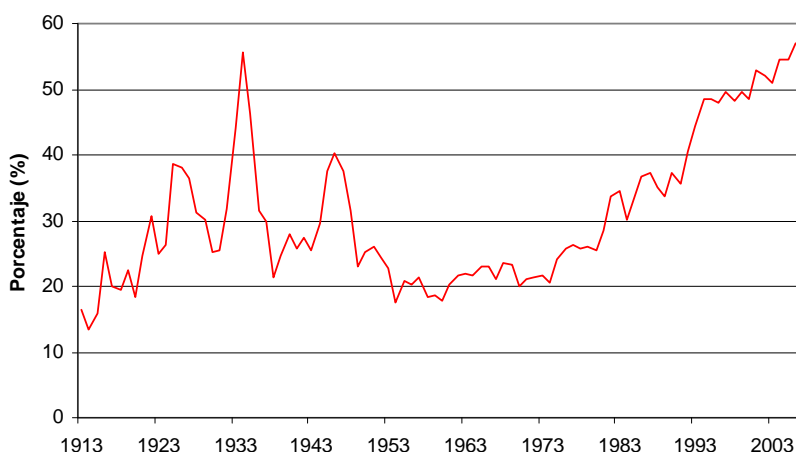


Gráfico 3.3 – Porcentaje del consumo de aluminio reciclado en EE.UU, entre 1913-2006 (USGS, 2006)

El reciclaje del aluminio se encuentra influenciado por algunos factores. En primer lugar, según explica Schlesinger (2007), observamos un aumento de la demanda entre las primeras dos Guerras Mundiales. La demanda de este metal fue tan elevada, que los fundidores primarios de aluminio no consiguieron soportar la demanda, y los refundidores llegaron a reciclar más del 50 % del aluminio consumido en Estados Unidos, a principios de los años 1930. Al finalizar la Segunda Guerra Mundial, la demanda de la chatarra de aluminio disminuyó considerablemente, debido a la construcción de centrales energéticas, que aumentaron la capacidad energética del país; disminuyendo los costes de la energía e incentivando la construcción de nuevas fundiciones de aluminio, lo que provocó la bajada de la demanda del metal reciclado. Al final de los años 1960, el gobierno empezó a tener conciencia sobre la generación de los residuos, y su impacto en el medio ambiente.

La implantación de leyes y normativas empezaron a restringir el vertido de los residuos sin su tratamiento, y promovieron el reciclaje del metal, que comenzó con el reciclaje de las latas de bebidas. A principios del siglo XX el aluminio producido era considerado como de calidad inferior respecto al aluminio primario, debido al bajo control en el tratamiento de las impurezas. Sin embargo, la tecnología del reciclaje ha disminuido mucho el contenido de las impurezas en las nuevas aleaciones de aluminio.

De las 15 millones de toneladas de aluminio reciclado en el año 2004, dos tercios se refundieron en Europa y América del Norte. De hecho, Europa, Estados Unidos y Japón son los países con más refinarias y refundiciones, para transformar la chatarra en aluminio reciclado. Según informan Zapp y Bauer (2005), la tasa de reciclaje del aluminio en Alemania es de un 92,2 % sobre el aluminio recolectado y recuperado, es decir, un 7,8 % del aluminio se pierde principalmente en el proceso de recogida del metal.

Los refundidores trabajan principalmente con la chatarra industrial, puesto que en la mayoría de las veces no hay que realizar ningún pretratamiento en la chatarra del aluminio. Las refinarias obtienen su suministro principal con la chatarra obsoleta, siendo necesarios procesos de pretratamiento antes de fundir nuevamente el aluminio. Por otra parte, otros países tienen muchos recolectores y comerciantes de la chatarra de aluminio, que venden el metal a las plantas de transformación. La cantidad más elevada de comerciantes se encuentra en la India y Bangladesh, justamente donde se concentran los centros de desmontaje de navíos.

Los precios de la chatarra de aluminio recuperada mantienen los precios establecidos por el mercado de valores del aluminio primario. El gráfico 3.4 muestra la evolución del precio de los perfiles de aluminio recuperados, y del aluminio primario. Se puede comprobar que los precios de los lingotes del aluminio primario varían entre 1,5-2 veces el precio de los perfiles del aluminio recuperados en Cataluña.

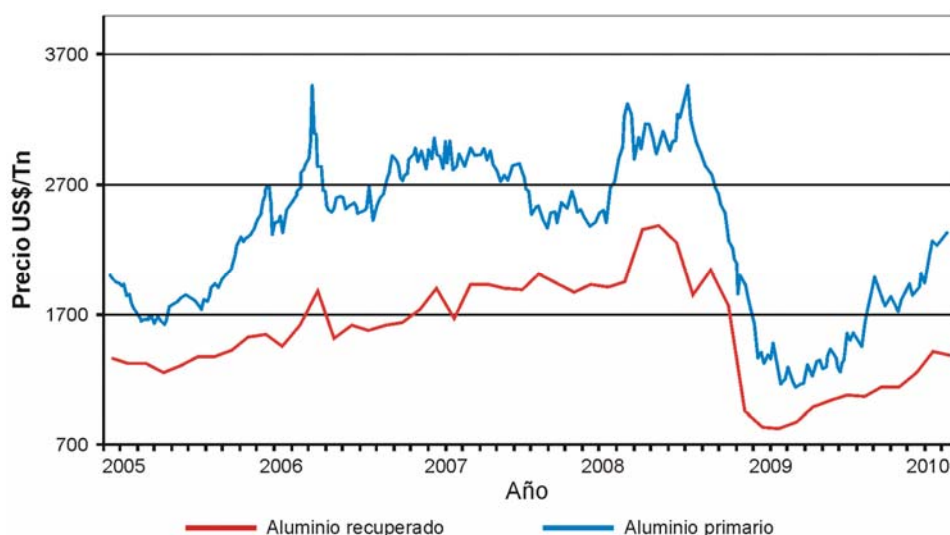


Gráfico 3.4 – Evolución del precio promedio del aluminio recuperado (basado en datos del *Gremi de Recuperació de Catalunya*, 2010 y *London Metal Exchange*, 2010 - www.lme.com)

Esta chatarra recuperada pasará por un proceso de refundición, con unas adiciones de aluminio primario u otros metales, con la finalidad de formar lingotes para la producción de productos con contenido reciclado. Respecto al total del aluminio reciclado, un 53 % procede de los sectores del transporte y de la edificación. Según (IAI, 2006), las tasas de recuperación del aluminio para estos 2 sectores varía entre un 85-95 %. Sin embargo, la cantidad más elevada de aluminio se utiliza en el sector del transporte, para reducir el peso de los vehículos y disminuir las emisiones de CO₂ durante su fase de utilización.

La EAA (2004) realizó un estudio en 9 edificios de pequeño, mediano y grande formato, para observar el porcentaje de recuperación del aluminio (se puede ver en la tabla 3.11). La tasa de recuperación del aluminio de los edificios analizados fue superior al 95 %, en casi todos los edificios estudiados. Excepto en un edificio de viviendas en Francia, que obtuvo un 31 % de recuperación.

Tabla 3.11 – Datos de demolición y recuperación del aluminio (European Aluminium Association, 2004)

Edificio	Masa edificio (t)	Masa de aluminio (t)	Gramos aluminio por tonelada edificio	Tasa de recuperación (%)
Edificio de oficinas Elf Aquitaine (Francia)	10.659	6,8	640	92
Viviendas multifamiliares – Le Mans	9.243	0,16	18	31
Juzgado – Wuppertal (Dinamarca)	10.188	76,4	7.500	98
Tienda de departamentos – Frankfurt	12.000	21	1.750	98
Oficinas y planta Pirelli – Milán	142.753	61,4	430	94
Viviendas multifamiliares - Ridderkerk (HL)	32.700	1	32	95
Viviendas - Eindhoven	37.500	1,8	49	95
Banco BNP Paribas - Madrid	23.000	92	4.000	95
Estadio Wembley - Londres	34.918	213	6.100	96

El estudio ha constatado que los elementos más pequeños, como las manetas, son más difíciles de recuperar, ya que la masa de aluminio es mucho menor que otros componentes, como las ventanas, chapas corrugadas y fachadas. Hay que tener en cuenta que el coste de la mano de obra suele ser más elevado que el precio del metal. Por esta razón, el edificio de viviendas de Francia obtuvo una tasa de recuperación tan baja. Las piezas de aluminio eran en su mayoría pequeñas, que no eran económicamente viables separar. Así mismo, cuando se dispone de una recuperación sistemática del metal, se recuperan elementos que tengan más de 100-200 gramos, para que sea eficiente y económicamente viable. Las partes que no se recogen, se machacan junto con otros residuos de demolición. Respecto a las emisiones de los gases de efecto

invernadero, no se emiten PFCs en el proceso de reciclado del aluminio, sólo se produce en la fase de reducción de la alúmina (IAI, 2006)

Después de comprender el proceso de transformación de este metal, se puede entender porque la chatarra del aluminio es tan valiosa para los fabricantes, y establecer los mecanismos para disminuir el impacto ambiental que provoca la transformación del mineral en metal.

3.3.2.6 Uso del material y valoración

El aluminio reciclado se puede utilizar en innumerables productos y por diversas industrias; tanto en productos con la misma función de su ciclo de vida anterior, como también destinarse a nuevas aplicaciones.

3.4 Plásticos

Los plásticos son unos materiales producidos básicamente a partir del petróleo o del gas natural. Su máxima aplicación en el campo de la arquitectura se situó entre los años 1950 y 1960, con una posterior reducción de su uso debido a la crisis del petróleo (Tectónica, 2005). Se aplican en diversas industrias; desde la industria alimentaria, la de embalajes, coches, aeroespacial, electrónica y construcción entre otras. Los polímeros poseen características importantes como la ligereza, elasticidad, resistencia a la intemperie, a la corrosión, fácil moldeo de formas, pudiéndose combinar con fibras de vidrio u otros refuerzos. También se pueden fabricar para soportar altas temperaturas, o tener unas determinadas funciones acústicas, como es el caso de las barreras en las carreteras. Además de requerir un bajo grado de mantenimiento; los plásticos se encuentran muy presente en los edificios, ya sea en las tuberías, cables eléctricos, paneles de madera compuestos, ventanas, muchos adhesivos, pinturas y sellados para juntas de expansión.

Estos materiales se denominan habitualmente como “plásticos”, pero en realidad se elaboran a partir de polímeros y distintas adiciones que mejoran sus prestaciones. La palabra polímero proviene del griego “poli”, que significa muchos; y “meros”, que

significa partes. Son materiales derivados básicamente del petróleo, compuestos por cadenas de unidades conocidas como monómeros. El monómero más simple que existe es el etileno, con una composición formada por dos átomos de carbono y cuatro átomos de hidrógeno. La doble unión que existe entre los átomos de carbono, es la que facilita la creación de las cadenas de etileno, que se conoce con el nombre de polietileno (Goodship, 2007). Estas cadenas pueden tener centenares de monómeros unidos, lo que genera que los plásticos tengan una gran variedad de propiedades.

Los plásticos se pueden dividir en termoplásticos o termoestables. Los termoplásticos se pueden derretir una y otra vez, para formar los mismos componentes u otros que puedan ser utilizados en otras aplicaciones; de modo que los termoplásticos pueden tener un alto grado de reciclaje. Como ejemplos, tenemos el cloruro de polivinilo (PVC), poliestireno, polietileno de alta densidad (HDPE) y tereftalato de polietileno (PET).

Los termoestables son plásticos que soportan únicamente una fusión irreversible, es decir, se degradan antes de llegar al punto de derretimiento. Ejemplos de termoestables pueden ser las tintas, los tubos fabricados con polietileno reticulado (PEX), adhesivos y poliuretanos (Calkins, 2009). Los termoplásticos no se pueden derretir para formar nuevas piezas debido a la naturaleza de sus uniones, que se realizan entre moléculas de una misma cadena de polímeros. Las uniones de los termoestables se producen entre moléculas de cadenas distintas, lo que les confiere más rigidez y resistencia (Goodship, 2007). La figura 3.48 muestra los tipos de uniones de los termoplásticos y los termoestables.

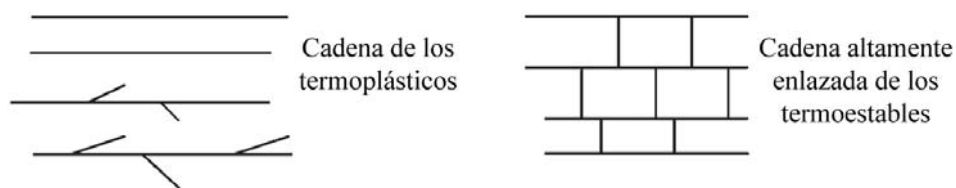


Figura 3.48 – Distribución de las cadenas moleculares de los termoplásticos y de los termoestables (Goodship, 2007)

Encontramos muchas composiciones de polímeros utilizados en las familias y formulaciones de los plásticos. Cada una de ellas busca mejorar las prestaciones para una determinada función. Los principales grupos de plásticos utilizados en la construcción de los edificios son los derivados del etileno, el PVC, poliestireno,

polipropileno y PEX; con una gran diversidad en sus aplicaciones. También podemos encontrar los acrílicos, melamínicas, policarbonatos y epoxis, entre otros.

El polietileno es el plástico más empleado, seguido por el PVC (Patrick, 2005). Existen tres familias derivadas del etileno: HDPE, LDPE y LLDPE. El polietileno de alta densidad (HDPE), se utiliza principalmente en tuberías de irrigación y de desagüe; también se encuentra en unos tipos de suelos que imitan la madera, bancos y equipamientos de parques. El polietileno de baja densidad (LDPE), se utiliza mayoritariamente como revestimiento para cables eléctricos y membranas geotextiles (Chanda y Roy, 2007). Los productos fabricados en HDPE y LLPE son más rígidos que los de LDPE. El plástico PEX también se produce a partir del etileno, pero con la adición de una sustancia que aumenta la fuerza de unión entre las cadenas (*cross-link*). Esta sustancia se añade para que el material pueda tener unas propiedades mecánicas elevadas, a altas temperaturas, normalmente llegando a los 90 °C (Calkins, 2009). Básicamente se utiliza para conductos de agua caliente. Al contrario de los otros tipos de etileno, el PEX es un termoestable, y su reciclaje es casi imposible.

3.4.1 Breve descripción del proceso de fabricación y residuos generados

3.4.1.1 Cloruro de polivinilo

El cloruro de polivinilo (PVC) se utiliza ampliamente en el sector de la construcción, con más de un 60 % del total de su uso (Patrick, 2005). Se puede encontrar en forma de tubos para el suministro del agua y desagües, sin embargo, también se utiliza mucho en otras aplicaciones, como en ventanas, en techos, enchufes, suelos y conductos eléctricos. En el año 2008 se produjeron 36 millones de toneladas de PVC en todo el mundo, con 6 millones de toneladas en Europa (ECVM, 2009). Es un producto fabricado a partir de la sal y del etileno; derivado de la naftalina producida a partir del refinamiento del petróleo. El cloro se obtiene mediante la electrólisis del agua salada, con la adición de soda cáustica y oxígeno. De todo el cloro transformado mediante la electrólisis, el 35 % se destina a la producción del polímero PVC (Comisión Europea, 2000a).

La resina de PVC se produce a partir de las reacciones necesarias para la obtención del cloro, proceso que necesita unas elevadas cantidades de energía. A

continuación, el cloro se mezcla en otras reacciones con etileno y oxígeno, para generar el cloruro de vinilo. La unión de los monómeros del cloruro de vinilo en cadenas, se denomina polimerización. Normalmente, las resinas de PVC fabricadas, no son aptas para soportar altas temperaturas durante periodos largos de tiempo; sin embargo, la resina de C-PVC puede soportar hasta 100 °C, temperatura más elevada si la comparamos con la soportada por las resinas convencionales, que se encuentra alrededor de unos 60 °C. Principalmente se debe al contenido de cloro más elevado que tiene el C-PVC (66 %), respecto al PVC convencional, con un 56 % (Patrick, 2005).

Se añaden aditivos a las resinas, para formar el plástico PVC, cuya función es mejorar las prestaciones de las resinas. Este material puede ser flexible o rígido, lo que depende de la aplicación final del producto. Unos ejemplos de aditivos, pueden ser los estabilizantes de calor y de luz. El PVC es inestable térmicamente debido a fallos en su composición durante la polimerización. Los efectos de la radiación solar, más específicamente de los rayos ultravioleta, pueden causar una pérdida del cloro y consecuentemente el deterioro de las prestaciones del plástico. El estabilizante del calor, provoca que se retarde este proceso de degradación térmica sufrida por el polímero.

Los productos flexibles se conocen como PVC-P, debido a la adición de plastificantes en el polímero. Los componentes rígidos se denominan de PVC-U (*unplasticized*), sin esta adición de plastificante.

3.4.2 Posibilidades técnicas y proceso de reciclado

El reciclaje de los plásticos postconsumo presenta unos valores muy bajos en los Estados Unidos. En el año 2005, de las 28,9 millones de toneladas enviadas a los vertederos, solamente 1,65 millones fueron recicladas, lo que corresponde a un 5,7 % de todo el material plástico (US EPA, 2006). En Europa se generaron 24,9 millones de toneladas de residuos de plástico en el año 2007 (EuPC, 2009); la mitad de estos residuos se enviaron a vertederos y la otra mitad fue reaprovechada. Se reciclaron 5,3 millones de toneladas de plásticos de todos los tipos, y 7,5 millones de toneladas fueron incineradas para la recuperación de energía (EuPC). Según un informe de la misma asociación, la incineración es más representativa en países como Dinamarca, Suecia, Holanda y Alemania. Por otra parte, países como España, Reino Unido, Portugal y Polonia, utilizan más el reciclaje como medida para disminuir el impacto ambiental. La

tasa de incineración se encuentra entre un 65-75 %, mientras que al reciclaje le corresponde un 25-35 % de los plásticos reaprovechados. Datos europeos de 1999, apuntan que entre 3,6-3,9 millones de toneladas de PVC se enviaron al vertedero; el total reciclado mecánicamente fue de sólo 100.000 toneladas, lo que representa menos de un 4 %; y se incineraron otras 600.000 toneladas (Comisión Europea, 2000a). Según Goodship (2007), un 70% de los plásticos de todas las industrias tienen como destino el vertedero.

Actualmente existe una asociación denominada Recovinyl, vinculada al programa *Vinyl 2010*, que incentiva financieramente para aumentar la recogida y el tratamiento de los residuos de PVC. Esta asociación ha registrado la recogida de PVC en la EU-15 durante los últimos años. En el año 2008 se reciclaron 191.393 toneladas; de este total, 106.447 toneladas corresponden a elementos de PVC rígido, como tubos y perfiles. Alemania ha reciclado el 40 % del total, y España solamente el 3% de los datos registrados, que corresponden a 6.293 toneladas de PVC.

La recuperación de los plásticos puede ser mecánica, química o mediante incineración. El reciclaje mecánico es un tratamiento que se basa en triturar y tamizar el plástico, hasta que se transforma en partículas. La calidad de las partículas se encuentra directamente relacionada con la fuente de los residuos; es decir, los residuos homogéneos se tratan como materiales de buena calidad, mientras que los residuos mixtos se consideran como materiales de baja calidad. El reciclaje mecánico con fracciones mixtas de los residuos presenta dos problemas: En primer lugar, nos referimos a la diferencia de temperaturas de fusión de los diferentes tipos de plástico, mientras que el otro es la formación de plásticos heterogéneos. El reciclaje mecánico se puede dividir en reciclaje primario y secundario. El primario es el proceso que mantiene las mismas características de los polímeros originales, como sucede con los termoplásticos; en el caso del reciclaje secundario, las propiedades de los nuevos materiales son inferiores a los productos originales. Esto ocurre con los termoestables y con los plásticos mezclados con muchos contaminantes.

Los plásticos poseen distintos puntos de fusión y de procesamiento, como se puede ver en la tabla 3.13. El PVC es el plástico que tiene el punto de fusión más bajo, y por el contrario el PET, el punto más elevado de entre los plásticos de la tabla. La

mezcla de los plásticos normalmente genera productos de baja calidad debido a la incompatibilidad de los puntos de fusión. Por ejemplo, si se mezcla plástico de PVC con PET, nos encontramos con una diferencia de 165 °C entre los puntos de fusión. El primer plástico que se funde es el PVC, mientras que el PET se encontrará todavía en estado sólido. La conformación de los productos, tendrá partículas de PET que no se derritieron junto con el PVC, y por lo tanto, se generará un plástico heterogéneo con unas prestaciones más bajas. Por otra parte, si se trabaja con la temperatura apropiada para procesar el PET, ambos plásticos se fundirían, pero el PVC se degradaría térmicamente causando considerables pérdidas en las propiedades mecánicas (Goodship, 2007).

Tabla 3.13 – Puntos de fusión de los termoplásticos más comunes (Comisión Europea, 2000b)

Polímero	T_f (°C)
Cloruro de polivinilo (PVC)*	180-210
Polietileno baja densidad (LDPE)	160-260
Polietileno alta densidad (HDPE)	200-300
Polipropileno (PP)	230-270
Poliestireno (PS)	180-280
Polietileno tereftalato (PET)	280-320
Poliamida 6 (nylon)	230-280

Se puede ver que la compatibilidad entre las diversas familias de plásticos es casi nula. En la tabla 3.14 se puede observar que la compatibilidad entre los plásticos, se consigue únicamente entre los productos de polietileno de baja y alta densidad. Los demás productos son incompatibles, es decir, no se mezclan. En estos casos se generan productos heterogéneos, y con una pérdida de las prestaciones mecánicas.

Tabla 3.14 – Compatibilidad entre algunos tipos de plástico (Goodship, 2007)

Polímero	PS	PA	PC	PVC	PP	LDPE	HDPE	PET
Poliestireno	Sí							
Poliamida	No	Sí						
Policarbonato	No	No	Sí					
Cloruro de polivinilo	No	No	No	Sí				
Polipropileno	No	No	No	No	Sí			
PE baja densidad	No	No	No	No	No	Sí		
PE alta densidad	No	No	No	No	No	Sí	Sí	
Polietileno tereftalato	No	No	No	No	No	No	No	Sí

En principio, los termoplásticos se pueden reciclar muchas veces. Sin embargo, las prestaciones van descendiendo, conforme los ciclos de reciclaje se van sucediendo en el cierre del ciclo de los materiales. Esto significa que los plásticos poseen un límite de ciclos de reciclaje en relación a sus prestaciones mecánicas. Según un experimento descrito por Goodship (2007), los plásticos se moldearon con un 100 % de resinas

vírgenes, posteriormente se trituraron, y fueron moldeados una vez más, machacados y moldeados sucesivamente para observar las prestaciones del plástico reciclado en general. El experimento demostró que las prestaciones de los plásticos se reducen en general después del tercer ciclo de reciclaje. En este punto, lo adecuado sería mezclar determinados porcentajes de plástico reciclado, con polímeros vírgenes, con la intención de mantener las prestaciones.

Los refuerzos con fibras mejoran las propiedades mecánicas de los plásticos, utilizando por ejemplo fibras de vidrio y de polipropileno. Sin embargo, las fibras se trituran en el proceso de machaqueo y pierden sus propiedades mecánicas, lo que provoca que los plásticos fabricados a partir de estas fibras también tengan sus prestaciones reducidas. Pero sin duda, el aspecto que mejora las prestaciones de los productos, es la homogeneidad de los residuos.

Según Goodship (2007), una mezcla más homogénea posibilita un grado de automatización en el proceso de reciclaje, así como el conocimiento de las características y la calidad del material que va a ser procesado, consume menos tiempo de procesado y el producto final tendrá una calidad más consistente.

El proceso de reciclaje obedece a las reglas de los residuos de otros materiales de construcción. Tiene su inicio con la recogida y la separación de los residuos del plástico. Como todos los tipos de residuos, los plásticos también tienen sus contaminantes, siendo los más comunes las capas de tintas, el polvo, la madera o los residuos de adhesivos y metales. Los metales representan un reto adicional de separación, ya que si entran en el flujo del triturado, pueden dañar los aparatos de trituración. Por este motivo, la mayor parte de los metales se retiran con magnetos. Otra forma de retirar los contaminantes se puede realizar durante la fase de fusión de los plásticos, retirando los que no se hayan fundido cuando los productos plásticos se encuentren en su fase líquida. Los procesos de reciclaje admiten un 1% de contaminantes como máximo (Goodship, 2007).

Los residuos del plástico pueden ser de preconsumo y postconsumo. Los residuos de preconsumo se generan en las actividades industriales de la fabricación de productos nuevos en su mayoría; como los recortes de chapas, hojas y perfiles de plásticos. Casi todo el residuo de preconsumo, es reciclado una vez que se sabe la calidad, composición química de los productos y no se encuentren mezclado con otros

tipos de plástico. Según la Comisión Europea (2000b), se realiza un 85 % de reciclaje en los productos preconsumo de PVC.

Los residuos de postconsumo son más difíciles de tratar, porque normalmente están mezclados con otros productos, y a veces se encuentran unidos a productos que necesitan de un desmontaje para separarlos del plástico. Este es el caso de los perfiles de ventanas o de cables, que se tienen que separar de los metales antes de ser procesados nuevamente. De esta manera, cada familia de productos tiene su gestión propia de residuos. La Comisión Europea (2000b), espera un aumento en los niveles de los residuos de PVC para los próximos años, debido a los productos de larga duración (50 años), que se utilizan principalmente en la industria de la construcción de edificios. Según esta comisión, la utilización del PVC entre los años 1960 y 1970, junto con su larga vida útil, genera que haya un aumento sustancial de los residuos de postconsumo.

La composición de los productos de PVC es muy variada, lo que depende de su aplicación final. Los productos rígidos en general, necesitan menos aditivos, como es el caso de los tubos, donde son necesarios un 98 % de polímeros y únicamente un 2% de aditivos estabilizantes del calor. Los perfiles para ventanas utilizan aproximadamente un 85 % de resinas de PVC, y el 15 % restante lo forman estabilizantes y rellenos entre otros. (Comisión Europea, 2000b). Los productos de plástico de PVC flexible, se forman con alrededor de un 50 % de polímeros, junto con sus aditivos que tiene una función básicamente de relleno. Un ejemplo de este caso puede ser la capa aislante de los cables eléctricos, con un 42 % de polímeros más la parte restante compuesta por diversos aditivos.

La industria de los plásticos divide los residuos limpios y triturados en dos categorías: los residuos de alta y baja calidad. Los residuos triturados de alta calidad se pueden reutilizar en las mismas aplicaciones del ciclo de vida anterior de los productos, debido a la baja contaminación existente y a sus composiciones similares. Los productos flexibles de PVC no se deben utilizar en aplicaciones rígidas, debido al alto grado de aditivos utilizados en su composición. Cuando la composición de los residuos tiene una alta proporción de contaminantes, se clasifica con el grado de baja calidad. En este caso, según la Comisión Europea (2000b), estos residuos no son adecuados para reincorporarse en el ciclo de los materiales del plástico. Lo que se produce es un *down-cycling* de estos residuos, pudiendo incorporarse como áridos para el hormigón o para la producción de perfiles de plástico que imitan la madera.

ERT (2008), ha desarrollado un proceso de fabricación para la obtención de paneles o contrachapados de plástico reciclado denominado PIM (*Powder Impression Moulding*). Inicialmente, este proceso se desarrolló para producir componentes para la industria automovilística. En este caso en particular, no es necesaria una separación previa de los tipos de plástico. La figura 3.49 muestra el proceso de fabricación de los paneles de plástico reciclado. De hecho, diversos tipos de plásticos se mezclan y se machacan. La energía incorporada en este proceso es de 16 MJ/kg para los paneles fabricados con un 100 % de plásticos reciclados, y de 28 MJ/kg para los productos realizados con un 80 % de plásticos reciclados y un 20 % de resinas vírgenes.

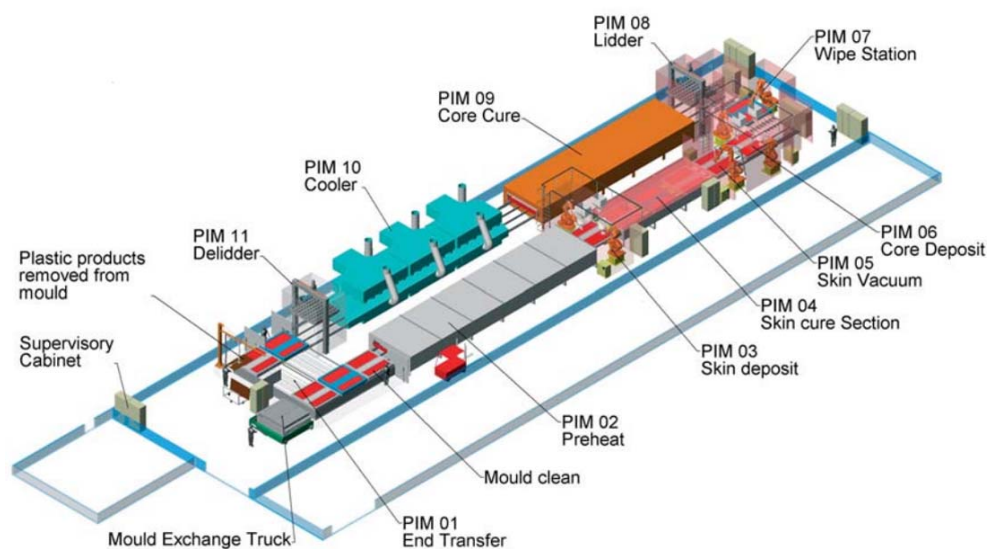


Figura 3.49 – Proceso de fabricación de los paneles con un 80 % de contenido de plástico reciclado Mediwall (<http://www.ert4c.com/files/docs/Mediwall%20data%20sheet.pdf>)

En Brasil podemos encontrar una empresa que fabrica tubos de desagüe a partir de botellas tipo PET; su nombre es Ecotubo y se encuentra en *Rio de Janeiro*. Los tubos se fabrican con el 100 % de las botellas; y son compatibles con tuberías tipo PVC, ya que es el material más utilizado para los desagües en Brasil. Los productos fabricados con este material reciclado, obedecen a la normativa brasileña NBR 5688/99, sobre los requisitos para los conductos pluviales y de desagüe de PVC. Así se garantiza la compatibilidad entre los dos productos, y también los requisitos mínimos sobre las prestaciones del material.

En una entrevista realizada a un reciclador de PVC de Barcelona (17 de diciembre de 2009), se pudo constatar que no utiliza los residuos de postconsumo, debido a que la recogida y separación de este material, no garantiza la calidad suficiente, para que este tipo de residuo entre en el proceso de reciclaje. Según el

fabricante, es necesaria una legislación que obligue a reciclar el PVC. El 80 % de los residuos que la empresa compra, provienen de otros países de Europa. España no contribuye significativamente a la gestión de los residuos de PVC.

Como en otras industrias, tenemos las figuras del recuperador de residuos y la del reciclador. El recuperador se encarga de realizar la separación previa de los residuos, la limpieza y un primer triturado. El reciclador califica los residuos mediante un triturado más específico, con algunas correcciones, para adecuar el producto a sus nuevas utilidades. Las partículas trituradas y corregidas por el reciclador se denominan granza, como muestra la figura 3.50.



Figura 3.50 – Granos de PVC elaborados por los recicladores (granza)

Todos los termoplásticos se pueden reciclar mecánicamente, sin embargo con los termoestables esto no es posible. Lo que se suele realizar con los termoplásticos es micronizar, es decir, triturarlos en pequeñas partículas para que sean utilizados como cargas en otros termoestables. No obstante, este proceso no está muy extendido, debido a que los costes de este triturado son más elevados que el propio material virgen. Las resinas recicladas de PVC rígido se utilizan en su mayoría para la fabricación de tuberías. Según el fabricante, el coste de las resinas recicladas es de un 20-25% menor, en relación al precio de las resinas vírgenes.

Alemania es el país europeo que más PVC recoge, sin embargo, los dos países que más reciclan son Italia y España. El reciclador afirma que el PVC se puede reciclar unas 4-15 veces, dependiendo de la calidad de la planta de reciclaje. Las plantas que disponen de una tecnología más avanzadas para la transformación, generan productos con calidades más elevadas, y consecuentemente más ciclos de reciclaje.

En este caso, el reciclador consigue identificar si un determinado producto de PVC es reciclado o no, sin embargo no consigue establecer cuantas veces este producto ha sido reciclado. Según la empresa entrevistada, se puede conseguir saber por deducción a que tipo de industria pertenece el plástico y cuantos años tiene el producto, entre otras características.

Durante el proceso se añaden estabilizantes y aditivos para cumplir con las especificaciones de los productos industriales, requeridas por el cliente. El reciclador realiza ensayos sobre las prestaciones establecidas por el cliente, lo que garantiza la calidad adecuada del producto reciclado. Como sucede con los metales, los plásticos tienen un componente social que podemos considerar negativo. Muchos residuos de PVC se envían a China para que se realice la separación de los diferentes tipos y formulaciones de plástico, mediante un trabajo muy laborioso. El material se transporta en barco hasta China, y se recupera a precios mucho más bajos que en Europa. Las condiciones laborales son muy duras, con jornadas de trabajo de 12 h durante 6 días a la semana. Además, nos encontramos con el consumo de combustibles fósiles necesario para transportar los residuos de Europa a Asia, y su impacto negativo en el medio ambiente.

3.4.3 Comparativas ambientales

La fabricación de los plásticos depende en exceso de los combustibles fósiles; se componen de grandes cantidades de productos derivados del petróleo, y necesitan una gran cantidad de energía para su producción. La tabla 3.15 muestra la energía incorporada y el dióxido de carbono emitido por el polietileno y el PVC, que son los dos tipos de plástico más utilizados en el sector de la construcción de edificios.

Tabla 3.15 – Energía incorporada y dióxido de carbono emitido en la fabricación de los plásticos

Material	MJ/kg	kgCO ₂ /kg	Fuente
Polietileno			
Virgen	81	2,1	Ashby, 2009 ⁽⁴⁾
	84,4	2,52	Hammond y Jones, 2011
100% reciclado	34	0,865	Ashby, 2009 ⁽⁴⁾
PVC			
Virgen	81,5	2,4	Ashby, 2009 ⁽⁴⁾
	85	3	Berge, 2009
	67,5	3,23	Hammond y Jones, 2011
100% reciclado	34	1,007	Ashby, 2009 ⁽⁴⁾
Plástico mezclado			
100% reciclado	16	0,39	ERT, 2008 – 100%
	28	0,682	ERT, 2008 – 80%
Nota:			
1) Promedio de los valores			

Se puede observar que la energía incorporada y el CO₂ presentan unos valores menores en el caso del reciclado; aunque estos datos son muy elevados, si los comparamos con otros materiales. Otra opción posible es el reciclado de los plásticos mezclados, lo que disminuye estos datos ambientales; pero no es recomendable ya que los diferentes tipos de plásticos no se mezclan de forma homogénea.

Respecto a las emisiones liberadas en el proceso de fabricación del PVC, las reacciones del cloro con el etileno, producen unas sustancias clasificadas como peligrosas para la salud y para el medio ambiente (Calkins, 2009). Muchas de ellas son clasificadas como muy peligrosas para la salud, como el cloro gaseoso que puede ser potencialmente muy peligroso si es inhalado; y también sustancias como el dicloruro de etileno, que se liberan durante la fabricación y que se clasifican como probables sustancias cancerígenas. El cloruro de vinilo está considerado como una sustancia muy tóxica por el Departamento de Salud y Servicios Humanos de los Estados Unidos (USHHS, 2007). Entre las 275 sustancias más tóxicas catalogadas por el departamento, el cloruro de vinilo se sitúa en cuarto lugar, sólo detrás del arsénico, plomo y mercurio. Para tener una idea, el cloro ocupa la posición número 91, por detrás del asbesto, un elemento muy cancerígeno. Según un informe de la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades de los Estados Unidos (ATSDR, 2006a), el cloruro de vinilo puede afectar a los trabajadores de la industria del plástico, principalmente debido la inhalación prolongada. Puede causar desde mareos y somnolencia, hasta la muerte en niveles muy altos, como también cáncer de hígado y otros problemas patológicos.

El plomo también se utiliza en la industria de los plásticos, mas precisamente como componente en estabilizantes. Hasta el año 2007 el plomo era el elemento más empleado en los estabilizantes de calor para el PVC (Markarian, 2007). No obstante, este elemento es muy tóxico, y se realizaron esfuerzos para que fuera eliminado del proceso de producción, ya que el plomo puede ser inhalado e ingerido cuando entra en contacto con el agua o con los alimentos. Este elemento puede atacar al sistema nervioso, a los órganos y su exposición prolongada puede causar serios daños cerebrales y en los riñones (ATSDR, 2006b).

En el año 2000, las asociaciones europeas que representan al sector del PVC, firmaron un acuerdo con el nombre *Vinyl 2010*, que en realidad es un compromiso voluntario con el programa de desarrollo sostenible de la industria europea del PVC. En

el último informe divulgado en 2009, con datos del 2008, destacaba que los niveles de plomo utilizados habían bajado un 52% en la EU-15 respecto al año 2000 (ECVM, 2009). Se utilizaron 127.000 toneladas de plomo en el año 2000, y 60.600 toneladas en el 2008. Paralelamente, la producción de estabilizantes orgánicos de calcio han aumentado en 50 mil toneladas. La expectativa de la asociación es eliminar el plomo del PVC en el año 2015. De las casi 183 mil toneladas de estabilizantes producidos por EU-27 en el año 2008, el 43 % corresponde a los orgánicos de calcio, un 40 % al plomo y el restante 17 % a los demás estabilizantes (ECVM, 2009).

3.4.4 Organismos y normativas específicas

La Unión Europea posee unas normativas relativas al reciclado de los plásticos. Algunas tratan sobre la calidad de las granzas de los plásticos como el poliestireno, polietileno, polipropileno PVC y PET. Otras establecen la trazabilidad de los plásticos reciclados. Las normativas se nombran desde la UNE EN 15342 hasta la UNE EN 15348, y la versión española es del año de 2008. Además, existe un Protocolo de Calidad elaborado para los plásticos, menos para los envases (WRAP, 2009). Este protocolo se utiliza para los procesos de transformación de los residuos de plásticos en granza. Así como en otros procesos de recuperación y reciclaje, este protocolo de calidad exige informaciones básicas para la trazabilidad de los productos tales como: la identificación del producto, su utilización, el fabricante y su caracterización química, entre otros.

3.4.5 Mercado

La producción de los plásticos tiene un crecimiento continuo desde 1950 (figura 3.51). Según EuPC (Transformadores Europeos de Plástico o *European Plastic Converters*, 2009), desde el 1950 la tasa de producción ha aumentado un 9% al año de promedio, llegando a unos 245 millones de toneladas de plástico producidas mundialmente. Esta misma asociación, estima que el consumo per cápita de plástico en Europa occidental es de 100 kg, y que en el año 2015 el consumo puede llegar a los 136 kg por habitante.

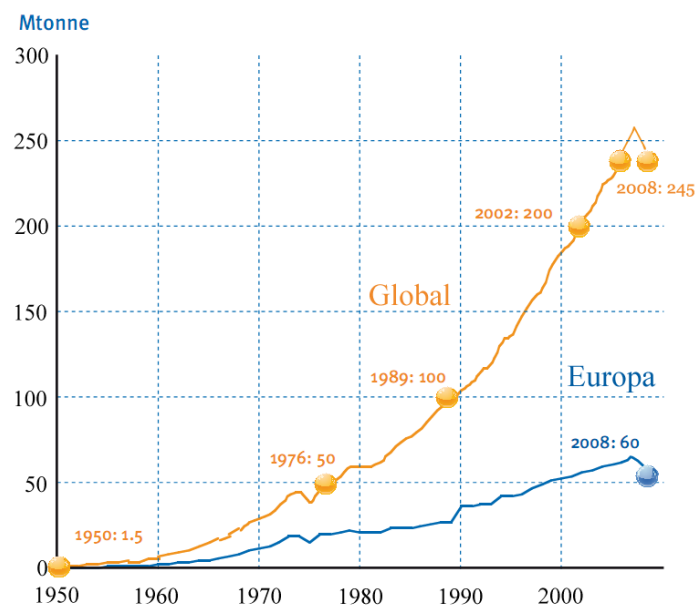


Figura 3.51 – Producción mundial y europea de plásticos (EuPC, 2009)

Estos datos contrastan con los de Asia, que actualmente tiene un consumo de 20 kg por habitante, siendo 36 kg las expectativas de crecimiento. Actualmente, el país que más plástico produce es China, con un 15 % del total. Europa ha producido 60 millones de toneladas de plástico en el 2008 lo que representa alrededor de un 25 % de toda la producción mundial de este producto. Alemania, con 18 millones de toneladas, es el país europeo con mayor tasa de producción, mientras que España y Reino Unido tienen igual generación con 3,7 millones de toneladas en el mismo periodo.

Por familias, en Europa los principales grupos son: polietileno, polipropileno, cloruro de polivinilo, poliestireno y polietileno tereftalato. El polietileno representa un 28 % de toda la demanda europea de plásticos, estimada en 48,5 millones de toneladas en el año 2008. A continuación se encuentra el polipropileno con un 18 % y el PVC con un 12 %. El poliestireno tiene un 8 %, y el PET un 7 % en relación a la distribución de plásticos. Por sectores industriales, la industria de los envases es la mayor consumidora de plásticos, con un 38%. La industria de la construcción aparece en segundo lugar, con un 21 % de la demanda (EuPC, 2009). La tabla 3.16 muestra los precios por tonelada de los principales plásticos, tanto vírgenes como reciclados. Se puede apreciar que los precios de los plásticos reciclados, tienen unos valores aproximadamente de la mitad de los plásticos vírgenes.

Tabla 3.16 – Precios de los principales polímeros utilizados en la industria de la construcción

Polímero	Precios €/t Nov/2009	
Virgen	Europa*	EE.UU.**
Cloruro de polivinilo (PVC)	980	1.140
Polietileno alta densidad (PEAD)	1.080	1.265
Polietileno baja densidad (PEBD)	1.050	1.265
Polipropileno	1.050	1.300
Poliestireno	1.160	1.185
Reciclado		
Cloruro de polivinilo (PVC preconsumo)		500
Polietileno alta densidad (PEAD)		
Natural, postconsumo		590
Colores mezclados postconsumo		430
Polietileno baja densidad (PEBD)		
Polipropileno industrial		665
Poliestireno postconsumo		695
Nota: * plasticstoday.com		
** plasticsnews.com		

Los plásticos pueden presentar problemas a la hora de generar estrategias para aumentar su reciclaje; ya que poseen densidades parecidas, no tienen significativas propiedades eléctricas o magnéticas, pueden tener prácticamente cualquier color y pueden contener fibras en su interior. Estas fibras no se pueden retirar, y los otros métodos de separación son caros, y no son infalibles del todo. Por estas razones el precio promedio del polímero reciclado es alrededor de un 60% del precio del polímero virgen (Ashby, 2009).

3.4.6 Uso del material y valoración

Los plásticos reciclados de preconsumo tienen más aplicaciones que los plásticos de postconsumo, cuando no se encuentran contaminados, y se conocen sus composiciones químicas. Algunas aplicaciones de los plásticos reciclados se pueden ver en el capítulo 4.

4 Productos realizados con materiales reciclados. Diseño para la deconstrucción

El objetivo de este capítulo es mostrar los productos comercializados y que hoy en día pueden ser utilizados por los profesionales de la construcción, como arquitectos, ingenieros, constructores, etc. También se presentan criterios para la utilización de estos materiales reciclados y reutilizados.

4.1 Algunos productos realizados a partir de materiales reciclados

Los materiales y componentes de construcción presentados a continuación, poseen un porcentaje de su contenido reciclado, pudiendo tener varias aplicaciones en los edificios. Se han elegido en función de estas aplicaciones, a partir de la información obtenida por los fabricantes; y se ha intentado abarcar el mercado de varios países para obtener una visión global.

Los productos se dividen en grupos según su función, ya sea como aislantes acústicos, aislantes térmicos; o según su uso en cerramientos, suelos, instalaciones y cubiertas.

4.1.1 Aislantes acústicos

4.1.1.1 Neumáticos reciclados

La manta acústica realizada con neumáticos reciclados triturados, puede ser una buena alternativa para utilizarse entre el forjado y la capa de mortero; sin embargo, la empresa no posee ningún tipo de certificación ambiental del producto. Se encuentra disponible en espesores de entre 2 a 10 mm. La figura 4.1 representa la manta de neumáticos utilizada como un absorbente de impacto en los suelos de madera.

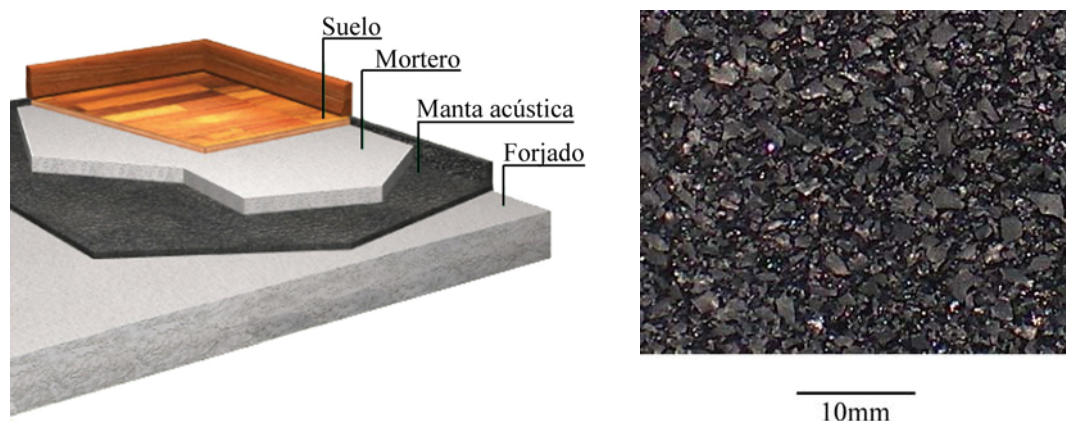


Figura 4.1 – Manta acústica de neumáticos reciclados utilizada en suelos de madera
(www.aubicon.com.br)

4.1.1.2 Madera de postconsumo

Estos paneles acústicos de madera para su uso en techos (figura 4.2), contienen entre un 70-80 % en masa de madera reciclada postconsumo. Según el fabricante, el coeficiente de absorción del producto es de 0,40; sin añadir resinas de urea-formaldehído. El formaldehído es un compuesto orgánico volátil, y el uso de esta sustancia en el interior de los edificios puede causar problemas de salud, por la inhalación o contacto con los ojos. Los efectos pueden ser náuseas, tos e irritación en las mucosas, entre otros. La concentración de urea-formaldehído debe encontrarse por debajo de 0,1 ppm, para que se pueda considerar un ambiente como “libre” de este tipo de resina, como informa el Departamento de Trabajo de Estados Unidos (USDL - OSHA, 2002). Estudios de la Organización Mundial de la Salud (2002), afirman que la concentración en el aire de esta sustancia varía entre 25-97 ppb. Otros programas de certificación como el LEED, prohíben el uso de este tipo de resinas en los espacios interiores.

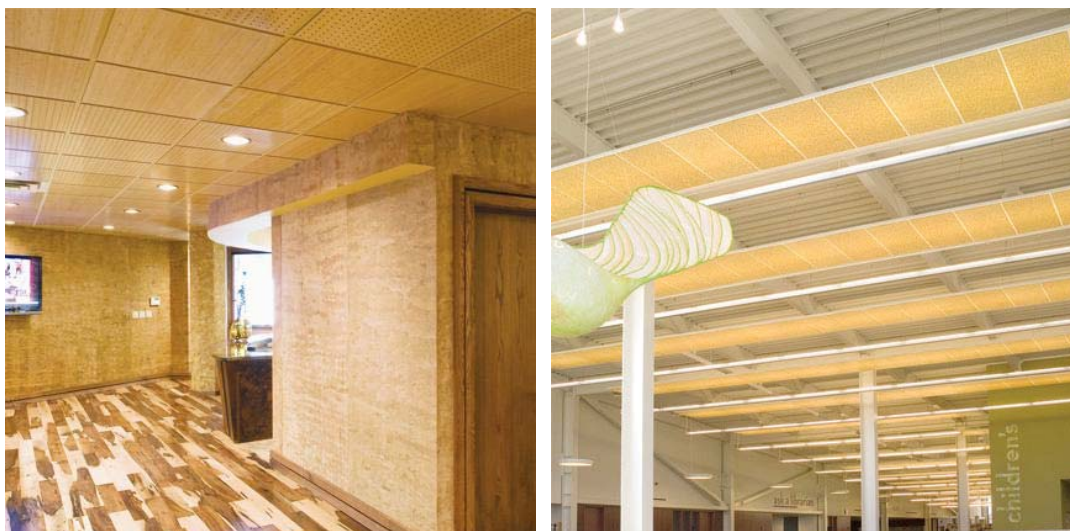


Figura 4.2 – Ejemplos de aplicación de paneles acústicos con material reciclado (pinta-acoustic.com)

4.1.2 Aislantes térmicos

4.1.2.1 Pantalones vaqueros

El *Ultratouch* es un aislante térmico realizado a base de un 90 % de pantalones vaqueros reciclados de postconsumo, junto con fibras de algodón (figura 4.3). Un espesor de 50 mm de este aislante, posee una resistencia térmica de $1,40 \text{ m}^2\text{k/W}$. Hay que comentar que el reciclaje de este tipo de material cuenta con la colaboración de los fabricantes de pantalones vaqueros.



Figura 4.3 – Aislante térmico realizado con pantalones vaqueros ([http://www. Bondedlogic.com](http://www.Bondedlogic.com))

4.1.2.2 Celulosa

Existen unos determinados productos orgánicos como la celulosa, que se pueden emplear como aislamiento térmico en los cerramientos. El *isofloc* (producido en Alemania), se elabora a partir de papel de periódico reciclado (90%) y sales bóricas naturales. Según el fabricante, las sales tienen la función de conservante y de protección

contra el fuego (ECOMarc, 2010). Este tipo de sales, también se pueden utilizar como alternativa para la preservación de la madera frente a los ataques de hongos e insectos, ya que es un producto que no perjudica la calidad del aire interior²⁵. El papel de periódico se reduce a pequeñas partículas y se mezcla con las sales bóricas en forma de polvo; mediante un proceso mecánico de pulverización (Soriano, 2010).

Este aislante se mezcla con agua para poderlo proyectar, y fijarlo en las superficies deseadas (figura 4.4). Se utiliza una máquina especial, que expulsa el producto mediante aire comprimido. En el extremo de la manguera, se acopla una boquilla de proyección, por la que sale el agua a presión. La celulosa se fija en la pared o en el techo, debido la presión, y también porque el agua activa las propiedades adhesivas del papel.



Figura 4.4 – Proyectado de aislamiento térmico de celulosa (ECOMarc, 2010)

Según Soriano (2010), una vez que el agua se evapora y el material se seca, el aislamiento queda fijado a la superficie sin desprenderse o perder sus propiedades. Para retirarlo, sería necesario utilizar una paleta o rasqueta. Recién proyectado y húmedo, se puede retirar con la mano sin problemas. El material se limpia muy fácilmente y no mancha ni deteriora otros materiales. Como informa el fabricante, el aislante de celulosa se puede reutilizar, siempre que no tenga sustancias ajenas al propio aislante. Este tipo de aislante posee la ecoetiqueta “Ángel Azul” de Alemania y la del departamento de medio ambiente de la *Generalitat de Catalunya*, entre otras.

²⁵ El producto se puede encontrar en gel, pasta o varilla.
http://www.boron.org.uk/boron_gel_paste_rods.htm

4.1.2.3 Lana de oveja

La lana de oveja elaborada a partir de lana gruesa que no es apta para las aplicaciones comunes, se puede utilizar como aislante térmico (figura 4.5). La composición es de un 85 % de lana para los aislantes comercializados en paneles, y de un 60 % para los rollos. El porcentaje restante se compone por fibras de poliéster. En el caso de los rollos, estos tienen un 30 % de poliéster reciclado, y un 10 % de poliéster bicomponente. Los tamaños normalmente comercializados tienen unos espesores de entre 50-250 mm, de manera que la resistencia térmica de la manta de 50 mm es de $1,28 \text{ m}^2\text{k/W}$; prácticamente los mismos valores que posee la lana de roca o la lana de vidrio. Hay que tener en cuenta que el aislante realizado con lana de oveja tiene un alto valor de absorción del agua, entre un 24-34 %, por lo que es necesario utilizar una membrana resistente al agua para su aplicación en el exterior. Según informa el fabricante inglés, la energía incorporada en su fabricación es de 12,8 MJ/kg o 295 MJ/m^3 (Second Nature, 2009 y British Board of Agrément, 2010). Un rollo de lana de oveja de 100 mm de espesor y de 570 x 6.000 mm cuesta alrededor de 70-75 €, según el fabricante Sheep Wool Insulation (www.sheepwoolinsulation.ie/)



Figura 4.5 – Paneles y rollos de lana de oveja (Second Nature, 2009)

También encontramos aislantes térmicos realizados con lanas comunes (figura 4.6), con un 60 % en masa de materia reciclada, más un aglomerante a base de polímeros. El fabricante garantiza que el producto no genera gases de efecto invernadero durante su proceso de fabricación.

Los paneles se encuentran en unas dimensiones de 1.200 x 600 mm, y es más denso que otros aislantes de origen vegetal, con 45 kg/m^3 . Su resistencia térmica es de $1,43 \text{ m}^2\text{k/W}$ para un espesor de 50 mm (Second Nature, 200?).



Figura 4.6 – Panel de lanas comunes recicladas (Second Nature, 200?)

4.1.2.4 Cáñamo

El aislamiento a base de cáñamo, posee unas resistencias térmicas muy semejantes a las de los aislamientos térmicos de lana de vidrio o lana de roca comercializados actualmente. Su composición tiene entre un 82-85 % de fibra de cáñamo; 10-15 % de fibra de poliéster y un 3-5% de carbonato de calcio como ignífugo (Hock, 2007). Es un material clasificado como B2 (normalmente inflamable). Se pueden encontrar en paneles o en rollos, según la figura 4.7. El espesor mínimo es de 30 mm, y el máximo es de 180 mm en el caso de los paneles, y de 70 mm en el caso de los rollos. En ambos casos su anchura se encuentra entre 580-600 mm, pudiéndose aplicar tanto en techos, como en paredes y suelos. El fabricante informa que el cáñamo tiene una potencial ventaja frente a las otras fibras naturales, ya que no es atacado por los parásitos al no contener proteínas, por lo que no necesita de una protección adicional.



Figura 4.7 – Formatos comercializados y colocación de un panel de cáñamo (Hock, 2007)

4.1.2.5 Aislante para tuberías

La empresa URSA, fabrica un tipo de aislante térmico y acústico, para los conductos del aire acondicionado, producido con un 35 % de vidrio reciclado (*Agenda*

de la Construcción Sostenible, 2010). Poseen unos espesores que varían entre los 25-110 mm, y su conductividad térmica es de 0,036-0,042 W/mK. Este producto posee la ecoetiqueta *Distintiu de Garantia de Qualitat Ambiental*. La figura 4.8 muestra el aislante y un ejemplo de aplicación en los conductos del aire acondicionado.

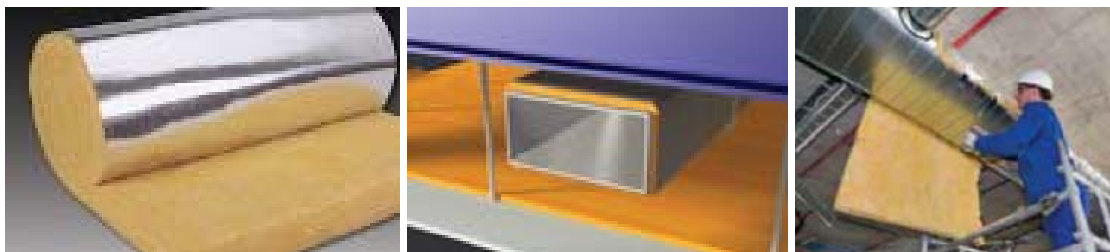


Figura 4.8 – Vista del aislante y ejemplo de colocación (www.ursa.es)

4.1.2.6 Aislante elaborado a partir de botellas PET

Actualmente las botellas del tipo PET pueden ser la base de un tipo de aislamiento térmico; por ejemplo encontramos la manta Isosoft fabricada por la empresa brasileña Trisoft. Este tipo de manta está compuesta por botellas PET y poliéster, pudiendo aislar tanto cubiertas, fachadas o suelos. Las encontramos en tamaños que varían de entre 10 a 100 mm. Según la tabla 4.1, se pueden comparar las resistencias térmicas de distintos materiales, y en el caso de este producto las diferencias no son muy significativas, principalmente en las mantas de 50 mm de espesor. Las botellas PET utilizadas, en primer lugar se lavan y se trituran. A continuación se funden junto con el poliéster para formar las fibras, sin embargo, el poliéster utilizado no posee ningún porcentaje de contenido reciclado. Para la producción de 1 m² de aislamiento son necesarias entre 8-27 botellas (www.trisoft.com.br). La empresa que elabora este producto no tiene ninguna ecoetiqueta.

Tabla 4.1 – Comparación entre las resistencias térmicas de productos con un contenido reciclado, y otros encontrados normalmente en el mercado

Producto (50 mm espesor)	Resistencia térmica (m ² k/W)
Cáñamo	1,25
Celulosa	1,28
Lana de PET ⁽¹⁾	1,28
Lana de roca ⁽²⁾	1,35
Lana de vidrio ⁽³⁾	1,30
Algodón pantalones vaqueros ⁽⁴⁾	1,40
Lana de oveja	1,28
Lanas comunes	1,43
Lana de vidrio 35 % reciclado	1,25

Nota: ⁽¹⁾ Catálogo técnico isosoft - www.trisoft.com.br

⁽¹⁾ Catálogo técnico rockwool - www.rockwool.es

⁽¹⁾ Catálogo técnico isover - www.isover.net

⁽¹⁾ Catálogo técnico Bonded Logic - www.bondedlogic.com

4.1.3 Cerramientos

4.1.3.1 Biocomposite

El biocomposite es un material elaborado a partir de fibras de bambú (certificado por el sello del FSC) y papel reciclado; con una proporción del 50 % para cada material, que se mezclan mediante un copolímero a base de agua (Klip Bio Technologies, 2009). Podemos ver ejemplos de aplicación de la chapa en la figura 4.9.



Figura 4.9 – Biocomposite formado por bambú y papel reciclado (<http://www.kliptech.com>)

Las dimensiones de las chapas son de 2.440 mm de largo, 1.220 mm de ancho y 6 mm de espesor. En este material hay que tener presente un 0,75 % de absorción de agua, y que no soporta el ataque de microorganismos. El fabricante enumera las categorías del LEED donde puede obtener hasta 7 puntos; como las categorías de contenido reciclado, materiales locales, materiales rápidamente renovables, gestión de los residuos de construcción y materiales con baja emisión de compuestos orgánicos volátiles. Además, la empresa norteamericana garantiza unas máximas prestaciones para su producto durante 10 años.

4.1.3.2 Paneles acero inoxidable

Podemos encontrar en el mercado de Estados Unidos tejas y paneles pequeños de acero inoxidable (figura 4.10), fabricadas con un 95 % de su contenido reciclado. El revestimiento de protección está formado por un 11 % de aluminio, un 3 % de magnesio y un 86 % de zinc. La empresa garantiza las prestaciones de esta línea de productos durante 40 años.



Figura 4.10 – Placas para el revestimiento exterior de acero inoxidable (www.millenniumtiles.com)

4.1.3.3 Vidrio reciclado

Bioglass es un panel de vidrio elaborado a partir de vidrio 100 % reciclado, de manera que el color del producto depende directamente de la fuente. Los colores blanco y verde claro se obtienen a partir de vidrios desechados directamente de las fábricas, mientras que los vidrios con colores más oscuros provienen de botellas usadas. Los formatos tienen un tamaño máximo de 2.800 x 1.250 mm, y unos espesores de entre 20 a 23 mm. En la figura 4.11 se muestran algunas aplicaciones tanto interiores como exteriores de este producto.



Figura 4.11 – Aplicaciones del vidrio 100 % reciclado (www.coveringsetc.com)

4.1.3.4 Bloques de hormigón

Los bloques desarrollados por Durisol se fabrican a base de hormigón, y de fibras de madera para mejorar su aislamiento térmico. Según la empresa el contenido de fibras de madera es 100 % reciclado. Los residuos de la madera utilizados en los bloques son de preconsumo, provenientes de la fabricación de cerchas. Los huecos de

los bloques se pueden hormigonar de la misma forma que se realiza en los bloques de hormigón tradicionales (figura 4.12).



Figura 4.12 – (izquierda) tipos de bloques producidos, (centro) colocación del bloque y (derecha) relleno de hormigón en los huecos de los bloques. (www.durisolbuild.com)

La masa específica seca de los bloques se sitúa cerca de 600 kg/m^3 , lo que indica un gran porcentaje de incorporación de residuos de madera preconsumo. Hay que apuntar, que este tipo de reciclaje no aporta muchos beneficios, ya que este material compuesto mezcla los ciclos industriales y biológicos. La madera tendrá dificultades para biodegradarse, debido a que la pasta de cemento la envuelve, y las fibras de la madera se deteriorarán a lo largo de los ciclos de reciclaje.

4.1.3.5 Plásticos

Podemos encontrar productos que utilizan un 100 % de plástico reciclado. Este tipo de productos imitan a la madera (*plastic lumber*), y en su mayoría se fabrican con polietileno de alta o basa densidad, con un 80 % del total (Platt et al, 2005 y Sastre, 2009). El contenido de reciclado puede variar entre un 0 % hasta el 100 %, siendo diferentes también los tipos de plásticos y fibras de maderas añadidas. Un ejemplo de producto fabricado con plástico reciclado y residuos de madera, es el Polywood, con un 50 % para cada material. La figura 4.13 ilustra algunas aplicaciones en muebles para este tipo de material. Este producto presenta una densidad de 950 kg/m^3 , de manera que el plástico más utilizado es el polietileno de alta densidad (Vetus, 2004).



Figura 4.13 – Ejemplos de muebles exteriores fabricados con plástico reciclado y madera (<http://www.polywoodinc.com/pdf/2008binder.pdf>)

El producto es más susceptible al fuego que la madera convencional porque contiene resinas que son muy inflamables; por otra parte posee una gran resistencia a los rayos ultravioleta, al tener estabilizadores en su composición (Vetus, 2004). También se pueden encontrar puertas y contraventanas de este material, aunque en algunos casos se incluye una parte estructural realizada en aluminio.

Otra empresa fabrica tableros y piezas, para suelos de madera con cáscaras de arroz y polímeros reciclados. La empresa situada en Malasia ha desarrollado productos para suelos, muebles y cerramientos de madera plástica (figura 4.14). El inconveniente de este tipo de material es la dificultad de separación de los componentes en futuros reciclajes.



Figura 4.14 - Suelos, estructura y cerramientos realizados con madera plástica reciclada (supertimber.com)

Podemos encontrar más variaciones en este sector, como la empresa Solteco, que produce bancos para plazas, papeleras, mesas y sillas entre otros productos; de manera que el plástico utilizado puede provenir de varias fuentes, como por ejemplo de la agricultura, construcción o productos de postconsumo.

4.1.3.6 Paneles de plástico reciclado

Las botellas de plástico también se pueden transformar en paneles de fachada o en muebles (figura 4.15). La empresa australiana Plaspanel, desarrolló un método de fabricación de paneles de fachada con polietileno de alta densidad con un 100 % de material postconsumo. La proporción de la mezcla se encuentra en un 97-99 % de polietileno de postconsumo, más un 1-3 % de un agente químico denominado Foamazol. Los paneles se comercializan en dimensiones de hasta 2.400 x 1.200 mm, con unos espesores que varían entre los 6-25 mm, con una densidad de 760 kg/m³. Es importante apuntar que el panel es totalmente reciclable, mientras no tenga partículas adheridas de otros materiales.



Figura 4.15 – Ejemplos de aplicación de los paneles de polietileno reciclado (Plaspanel, 2010)

4.1.4 Cubiertas

4.1.4.1 Tejas

En este caso encontramos tejas realizadas con un 70-80 % de plásticos reciclados de preconsumo, que incluyen parachoques de coche y pañales de bebé. El fabricante garantiza el producto durante 50 años, soportando vientos de hasta 175 km/h. La figura 4.16 muestra un ejemplo de aplicación.



Figura 4.16 – Ejemplo de aplicación de tejas realizadas con plásticos y gomas recicladas (<http://www.ecostar.carlisle.com/PDFs/majestic-slate-designer-cutsheet.pdf>)

4.1.4.2 Cubierta vegetal

Este es un sistema de cubierta vegetal modular, realizado totalmente con polipropileno reciclado de postconsumo (figura 4.17). El Liveroof cuenta con unos bloques de hormigón llamados Roof Stone, que sirven como elemento transitable para terrazas. Estos bloques se fabrican con un porcentaje de áridos reciclados en el hormigón, junto con la base realizada con un 100 % de polipropileno reciclado, pero de preconsumo.

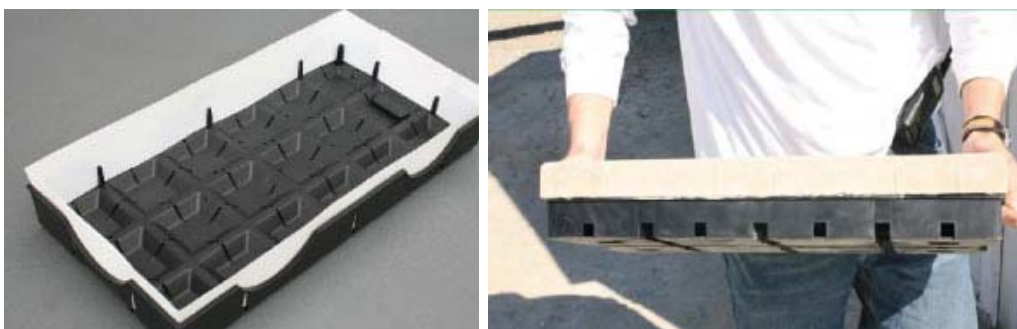


Figura 4.17 – (Izquierda) módulo de polipropileno reciclado de postconsumo y (derecha) bloque de hormigón con base de polipropileno reciclado de preconsumo (<http://www.liveroof.com>)

4.1.5 Suelos

4.1.5.1 Baldosas cerámicas

Actualmente podemos encontrar un mercado muy amplio de baldosas cerámicas, elaboradas con algún porcentaje de reciclado. La empresa Eliane, de Brasil, posee un gres porcelánico realizado con un 60 % de material reciclado de preconsumo. El

fabricante afirma que su nuevo método de fabricación ahorra un 90 % de agua debido a su reutilización en el proceso de fabricación, y un 50 % de energía eléctrica (Eliane, 2009). Las piezas pueden tener unas dimensiones de 30 x 60, 60 x 60 o 45 x 90 cm.

Roca posee una línea de baldosas fabricadas con un 80 % de material reciclado de preconsumo. La colección se denomina Top green y el formato de las baldosas es de 60 x 60 cm. Otra línea de baldosas destaca por su colocación, totalmente en seco (*pret-a-porter*); está formada por una base plástica fijada a una baldosa cerámica, y una regleta de unión de plástico para unir las piezas, como muestra la figura 4.18. La base plástica ya viene adherida a la baldosa.

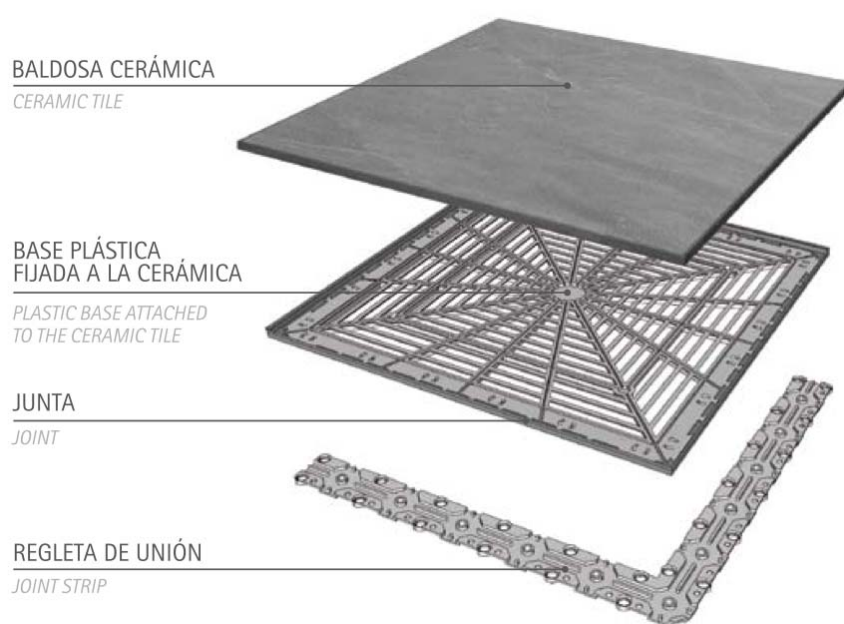


Figura 4.18 – Partes de las baldosas colocadas en seco (Roca, 2010)

Este sistema facilita que las baldosas cerámicas se coloquen sin la necesidad de mortero, sólo encajándolas. Además, las baldosas se pueden retirar en cualquier momento y recolocarse sin ningún problema, como también reutilizarse en otras aplicaciones. Un ejemplo son los stands de las ferias, que pueden utilizar este tipo de sistema de colocación para su posterior reaprovechamiento. Las dimensiones de las baldosas son fijas (44,5 x 44,5 cm); esto se puede considerar como un defecto del sistema, debido a que no es posible la utilización de baldosas de otras dimensiones porque estas vienen adheridas a la base de plástico.

La empresa australiana Innotech solutions Pty Ltd, desarrolló un sistema para la colocación de las baldosas en seco denominado Tracloc, como ilustra la figura 4.19.

El sistema consiste en primer lugar en encajar la base de plástico, que es independiente de la baldosa, pudiendo elegir que tamaño de baldosa se desea colocar. Las bases de plástico poseen miles de pequeñas depresiones, y mediante unas piezas especiales se traban las baldosas. Tras la colocación de la primera baldosa, la secuencia es la misma para las demás. El producto admite que las baldosas sean colocadas en diagonal, como ladrillos, o combinando cuadrados con patrones diagonales. Las juntas son de goma fabricadas con un 100 % de materiales de postconsumo.

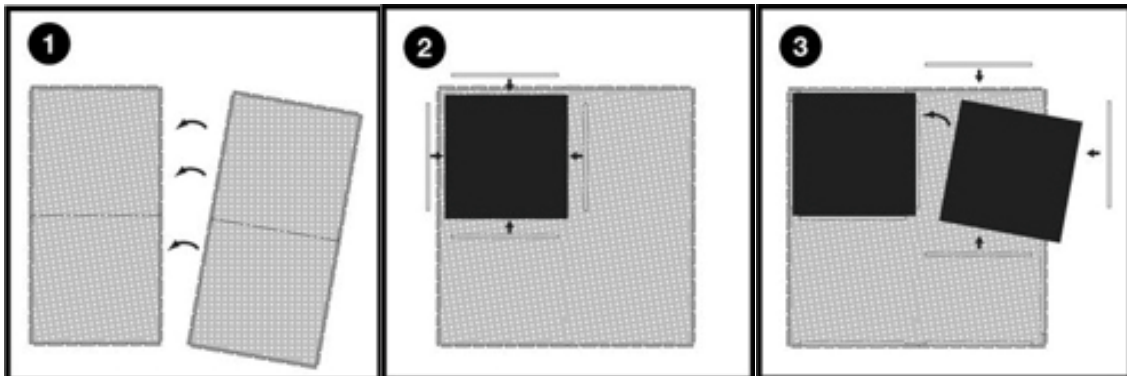


Figura 4.19 – Secuencia de montaje del sistema Tracloc (www.innvotech.com.au/page10.htm)

4.1.5.2 Pavimento de granito reciclado preconsumo

El siguiente producto se puede utilizar en aceras o caminos peatonales (figura 4.20), aceptando también el tráfico pesado. Está formado por residuos de granito de preconsumo, proveniente de canteras, subproductos de yeso y arena fina. La composición exacta no se facilita por fabricante. Según la empresa, una capa de 7,5 cm de este producto tenía un valor de 1,14 dólares por metro cuadrado en el año 2006, mientras que el hormigón poroso y el asfalto, tenían unos precios de 1,72 y 0,96 dólares respectivamente.



Figura 4.20 – Caminos peatonales realizados en hormigón, con grava triturada de granito procedente de cantera (granitecrete.com)

4.1.5.3 Fibra de celulosa

El producto está formado por una placa a base de cemento, reforzada con fibras de celulosa. La proporción es de un 80 % de mortero virgen, y de un 20 % de fibras de celulosa. Se pueden utilizar como revestimientos para exteriores, interiores y suelos, entre otras aplicaciones (figura 4.21). Las placas tienen unas dimensiones de 120 x 300 cm, y las baldosas varían entre 60 x 120cm y 120 x 120cm.



Figura 4.21 – Aplicaciones de las placas de mortero con fibras de celulosa (www.eco-cem.com/)

4.1.5.4 Baldosas de inodoros

Las baldosas se elaboran a partir de residuos 100 % de postconsumo de inodoros, bañeras y lavabos; mezclados además con vidrio de postconsumo y resinas. Las dimensiones de las baldosas pueden ser de 15 x 90cm, 30 x 75cm y 60 x 90cm; todas ellas con un espesor de 12 mm. Se pueden encontrar tanto en suelos interiores, como en exteriores (figura 4.22).



Figura 4.22 – Aplicaciones de las baldosas realizadas con inodoros reciclados (www.enviroglasproducts.com)

4.1.5.5 Vinilo reciclado

Se trata de un suelo de vinilo con un 35 % de material reciclado de preconsumo (figura 4.23). Además de este producto, el fabricante fabrica otros productos con unos contenidos de reciclaje más bajos que varían entre un 10-20 %.



Figura 4.23 – Aplicaciones del suelo de vinilo con material reciclado (www.lonseal.com)

4.1.5.6 Bloques de plástico y neumáticos

Estos bloques para pavimentos se realizan hasta con un 95 % de contenido reciclado de postconsumo, elaborado a partir de plásticos y neumáticos reciclados. Según el fabricante, estos bloques compuestos poseen una resistencia mecánica y una durabilidad similar a la del hormigón, requiriendo un 82 % menos de energía y emitiendo un 89 % menos CO₂, en relación a los mismos bloques fabricados en hormigón (vastpavers.com). La figura 4.24 ilustra la aplicación de los bloques reciclados con malla de plástico.



Figura 4.24 – Aplicación de los bloques con malla de plástico (vastpavers.com)

4.1.5.7 Residuos orgánicos

Se pueden elaborar placas a partir de la paja del sorgo; utilizándose en suelos o cerramientos interiores, y también como muebles o piezas decorativas (4.25). El contenido de paja del sorgo reciclado es de un 90 % de la placa, y las dimensiones pueden alcanzar los 910 x 1.820 mm, con unos espesores que varían entre los 6-30 mm. Según el fabricante, el producto no contiene urea-formaldehído.



Figura 4.25 – (Izquierda) ejemplo de aplicación de la placa y (derecha) dimensiones de las placas con 6, 10, 25 y 30 mm de espesor (www.kireiusa.com/kirei_viewer/kirei.html)

4.1.5.8 Paja de trigo

Se pueden elaborar paneles de MDF, a partir de la paja del trigo recogida y secada durante casi un año; con aplicaciones en suelos y cerramientos. La composición de la mezcla es de un 90-95 % de paja de trigo, con un 5-10% de resina MDI (*methylene diphenyl diisocyanate*); un adhesivo de poliuretano que no contiene urea- formaldehído. Sus dimensiones pueden ser de hasta 1.220 x 2.440 mm, con unos espesores de 12 y 19 mm. La figura 4.26 muestra la textura y los espesores de la placa.



Figura 4.26 – Textura y espesores de la placa de MDF fabricada con paja de trigo y resina de poliuretano (www.kireiusa.com/wheatboard_viewer/wheatboard.html)

4.1.6 Instalaciones

4.1.6.1 Tubos de polietileno reciclado

Existen alternativas a los tubos tradicionales de drenaje o para las aguas residuales, como pueden ser los realizados con plástico reciclado. Estos tubos se fabrican con polietileno de alta densidad 100 % de postconsumo, con unas dimensiones que varían entre los 250-600 mm, (figura 4.27). El fabricante austaliano Recycled Plastic Technology (RPT), informa que la energía incorporada en la fabricación de estos tubos es de 7,9 MJ/kg de material; mientras que la de los tubos habituales de hormigón tienen unos valores de 7,8 MJ/kg, y el polietileno de alta densidad primario se sitúa alrededor de 100 MJ/kg. Estos productos, están realizados casi en su totalidad por envases de leche, detergentes o zumos, entre otros.

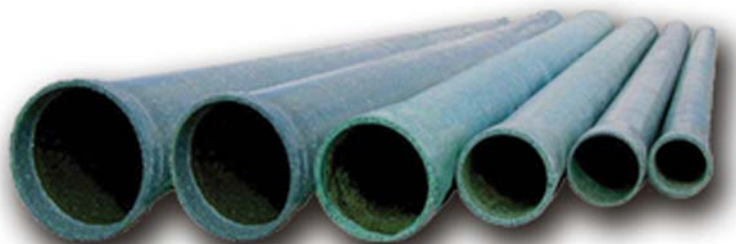


Figura 4.27 – Vista de los tubos de polietileno reciclado con un 100 % de material postconsumo (<http://www.thegreenpipe.com.au/>)

4.1.6.2 Conductos eléctricos de polietileno

Plastibrás (empresa brasileña) fabrica conductos eléctricos de polietileno de alta densidad, a partir del reciclado de botellas de insecticidas agrícolas (figura 4.28). Para producir unos 50 m de conducto, son necesarios 4 kg de botellas recicladas. Sólo en el estado de Mato Grosso, se recogen 7 mil toneladas de envases de productos agrícolas al año (INPEV, 2010). También se estima que se recupera un 80 % de este tipo de embalaje.

Los envases pasan por un triple proceso de lavado, de manera que el agua utilizada se descontamina. A continuación, los embalajes se dirigen hacia un puesto de verificación en busca de algún residuo agrotóxico; se prensan y se inicia el proceso de transformación en la fábrica. El proceso es similar al de los termoplásticos; la materia prima se tritura, se tiñe de amarillo o negro después de fundirse, y finalmente pasa por

una máquina extrusora para obtener el electroconductor. El producto final posee una etiqueta que afirma que está realizado con material 100 % reciclado; además el fabricante afirma que su producto fabricado, con el plástico reciclado de estos tipos embalajes, se puede comparar al material virgen normalmente utilizado debido al elevado peso molecular del polietileno de alta densidad.



Figura 4.28 – Conductos realizados con polietileno 100 % reciclado (<http://www.plastibras.ind.br/>)

4.1.7 Pinturas con materias primas de origen vegetal

La empresa Livos produce una serie de pinturas a base de aceites y resinas naturales. Sus aplicaciones son diversas, ya sea en suelos, cerramientos interiores, imprimaciones o barnices. Como ejemplo se puede citar una imprimación para puertas y ventanas, con una composición de aceite de linaza, isoalifáticos, aceite de naranja, componentes secantes sin plomo y extractos de hierbas (Livos, 2009). El fabricante afirma que el producto en sí no es inflamable.

4.1.8 Sellado

Proclima (Alemania), produce un tipo de sellado con componentes naturales, como el Eco-coll (figura 4.29). Este producto es un adhesivo que garantiza la estanqueidad al aire, y se fabrica a partir de caseína, talco, celulosa, agua y resinas de distintos árboles. Resiste unas temperaturas de entre -10 a 40 °C.



Figura 4.29 – Sellado con adhesivos naturales (http://de.proclima.com/co/DE/de/eco_coll_prod.html)

4.2 Eco-etiquetas y declaraciones ambientales de los productos

En el año 1987 el Parlamento de la Unión Europea demanda la creación de una etiqueta ecológica comunitaria, con el objetivo de orientar a los consumidores y usuarios sobre los productos menos perjudiciales respecto al medio ambiente (BOE, 1992). Algunos estados miembros ya poseían algún tipo de etiqueta ecológica, como es el caso del Ángel Azul de Alemania, y otros ya se encontraban implantando sus etiquetas. Así, en 1992 se establecieron las bases para la creación de una etiqueta común a la Comunidad Europea, como también unos criterios uniformes para los distintos sellos que pudieran surgir en Europa (BOE, 1992).

Las diferentes normas ISO que tratan sobre el etiquetaje, y sobre las declaraciones ambientales de los productos, se encuentran disponibles en diferentes documentaciones. El proceso para la certificación ambiental del tipo I, con la consecuente obtención de las ecoetiquetas, es voluntario por parte de las empresas y su intención es promover mejoras en la calidad ambiental de los productos. Sin embargo, existen otros dos tipos de declaraciones ambientales, las del tipo II (autodeclaración de la empresa), y las del tipo III (declaración ambiental del producto). Todas estas ecoetiquetas y declaraciones ambientales están subordinadas a la ISO 14020, que es la normativa principal para las declaraciones ambientales de productos y servicios.

4.2.1 ISO 14020

La serie ISO 14020 posibilita la obtención de etiquetas y declaraciones ambientales, para los productos con un menor impacto ambiental respecto a los convencionales. Por ejemplo declaran que productos utilizan menos energía, agua y materiales para su fabricación, además de si poseen partes reciclables o recicladas. Se compone por 3 normas, de forma que cada una se centra en un tipo de declaración ambiental: la del tipo I, tipo II o tipo III. Las normas se orientan a limitar el impacto ambiental de los productos durante sus ciclos de vida, aumentar el ciclo de vida de los productos, evitar la utilización de materiales peligrosos y promover el reciclaje. La ecoetiqueta y la declaración ambiental, es una forma de garantizar la credibilidad de la ecoeficiencia del producto, tanto para los consumidores, como para los proveedores e inversores, con la intención de aumentar su participación en el mercado.

Las normas de la serie ISO 14020 se orientan más hacia el mercado, y el punto tres de la ISO 14020 establece que sólo se aceptarán métodos científicos utilizados internacionalmente, y que se deberán evitar métodos poco conocidos.

4.2.1.1 Declaración del tipo I

La ISO 14024 es la norma destinada a los programas de ecoetiquetas de muchas organizaciones y se clasifica como la tipo I. Esta clasificación es voluntaria y se realiza por instituciones independientes al fabricante. El programa de etiquetaje ambiental denominado Ángel Azul, surgió en Alemania en 1978, y fue el primer programa en evaluar productos bajo el punto de vista de la ecoeficiencia (Blauer Engel, 2008). El número de organizaciones que certifican productos ha aumentado progresivamente a lo largo de estos años. Algunos ejemplos de ecoetiquetas se pueden ver en las figuras 4.30 y 4.31. Las principales características de esta norma son las siguientes: se refieren a uno o dos criterios ambientales; para un público particular o comercial; poseen mucha credibilidad y se analizan por instituciones independientes. Los criterios ambientales se basan en el ciclo de vida del producto, se eligen y analizan los más representativos. El resultado del proceso de análisis determina si un producto supera los criterios analizados para poder recibir la ecoetiqueta. Debido a que es un sistema en constante evolución y no se define por datos numéricos, solamente entre un 20-30 % de los productos analizados obtienen la eco-etiqueta (Lee y Uehara, 2003).



(A)



(B)



(C)

Figura 4.30 – Ecoetiqueta (A) del primer programa de etiquetaje ambiental Ángel Azul (www.blauer-engel.de), (B) etiqueta ambiental de los países nórdicos de Europa (www.blomman.nu) y (C) ecoetiqueta de productos comercializados en la Unión Europea (www.eco-label.com)



(A)



(B)



(C)

Figura 4.31 – Ecoetiqueta (A) nacional de AENOR (España <http://www.aenor.es>); (B) Autonómica de Cataluña - *Distintiu de Garantia de Qualitat Ambiental* (<http://mediambient.gencat.net>) y (C) ecoetiqueta de Brasil (www.abntonline.com.br/rotulo/Default.aspx)

4.2.1.2 Declaración del tipo II

La ISO 14021 es una autodeclaración que una determinada empresa, importador o distribuidor, realiza para destacar algún aspecto ambiental de su producto. La autodeclaración de la empresa algunas veces puede tener una difícil verificación, ya que no se analiza por organismos externos. Por este motivo, la declaración ambiental del tipo I es la más adecuada en muchos casos (Proesler, 2008).

Actualmente, las autodeclaraciones no incorporan todas las cargas ambientales de todo el ciclo de vida de un producto, y la norma ISO 14021 viene a establecer los requisitos para una correcta autodeclaración. La normativa cita los principales términos

que deben ser introducidos como por ejemplo la reciclabilidad, y el contenido de material reciclado, o reutilizable. La norma presenta unos símbolos específicos para las autodeclaraciones; por ejemplo, en el caso de los productos reciclables o con contenidos reciclados, el símbolo se compone de tres flechas curvas que forman un triángulo, como muestra la figura 4.32. Según Lee y Uehara (2003), la autodeclaración de los productos tiene algunas ventajas respecto a la declaración del tipo I; son más baratas ya que no es necesario realizar por completo el análisis del ciclo de vida de un determinado producto, focalizando solamente un aspecto del producto y sin la necesidad de profundos conocimientos sobre el tema.



Figura 4.32 – Ejemplos del símbolo de reciclaje o contenido de reciclaje aceptados por la normativa ISO 14021 (Lee y Uehara, 2003)

Lo que se puede encontrar muchas veces, son términos vacíos de significado, que no se encuentran en concordancia con la normativa ISO 14021; como *verde*, *ecológico*, *amigo de la naturaleza*, *ambientalmente seguro*, etc. (visto en la figura 4.33). Estos términos son abstractos e imprecisos, pudiendo generar diversas interpretaciones.



Figura 4.33 – Ejemplos de términos prohibidos por la ISO 14021. En la izquierda se puede ver un calentador de agua con la inscripción *eco-friendly* (sin significado y abstracto). En la derecha se utilizan conceptos naturales que también están prohibidos. Extraído de Ecohome (2009).

4.2.1.3 Declaración del tipo III

La ISO 14025 es la declaración ambiental de un producto (DAP), que tiene en cuenta todos los aspectos relativos al ciclo de vida (ACV) de dicho producto, y no solamente durante la fase de fabricación del mismo. Esta norma se utiliza más en el comercio de productos entre distintas industrias, que en relación al consumidor final. En España esta declaración del tipo III se encuentra disponible para los aislantes térmicos, y más recientemente para las baldosas cerámicas (*Agenda de la Construcció Sostenible*, 2010a). El análisis del ciclo de vida es válido para cada material o componente, y las reglas que se aplican son específicas para cada categoría, como por ejemplo las relativas a la función del producto o a su contenido de material reciclado. Los productos evaluados adquieren un sello que lo identifica (figura 4.34).

Sistema DAPc



Figura 4.34 – Sello de la Declaración Ambiental de un Producto - DAPc (*Agenda de la Construcció Sostenible*, 2010)

Un ejemplo de la declaración ambiental de un producto (DAPc), lo tenemos disponible en la *Agenda de la Construcció Sostenible* (2010b); se trata del certificado de productos de la línea Top Green de Roca. Se elaboró por el *Col·legi d'Aparelladors, Arquitectes Tècnics i Enginyers d'Edificació de Barcelona*; en concreto, esta línea de productos utiliza un 80 % de material reciclado de preconsumo. La tabla 4.2 muestra las principales ventajas y desventajas de cada tipo de etiqueta o declaración ambiental.

Tabla 4.2 – Ventajas y desventajas de las declaraciones ambientales de los tipos I, II y III. (Lee y Uehara, 2003)

	Tipo I	Tipo II	Tipo III
Ventajas	Fácil identificación Rápida decisión Credibilidad mediante terceros (estudios externos)	Orientada al mercado Flexibilidad para las necesidades del mercado	Datos detallados por un método común Credibilidad vía datos científicos Decisión por consumidores o compradores (sin sistema aprueba/suspende)
Desventajas	Sólo utiliza un símbolo Sin información detallada	Baja credibilidad Sin terceros para la comprobación de los datos Declaración limitada	Complicadas análisis del ciclo de vida Dificultad de comprensión
Grupo de interés	Productos residenciales/ función simple / productos con bajo valor añadido Consumidores	Productos en general Consumidores/ compradores industriales	Productos para usos industriales/ productos con algún valor añadido/ bienes durables/ consumidores compradores industriales

Los consumidores finales prefieren la declaración del tipo I, porque se certifica mediante estudios externos, mientras que la industria prefiere la autodeclaración (tipo II) ya que es más dinámica y fácil de se realizar. La declaración del tipo III se utiliza principalmente al realizar compras entre las empresas, teniendo el análisis del ciclo de vida del material con todos sus datos numéricos.

4.3 Evaluación de los proyectos de edificación con materiales reciclados

4.3.1 Leadership in Energy & Environmental Design - LEED

El programa LEED se define como un sistema internacional de certificación voluntaria de edificios, que poseen un menor grado de impacto ambiental respecto a las construcciones convencionales. Se establece mediante terceros (estudios externos), y posibilita la verificación de aspectos importantes como: la reducción de la energía incorporada y del dióxido de carbono, eficiencia del agua, aumento de la calidad del aire interior y el impacto de los recursos materiales. Este tipo de certificación se inició en el año 1998, se coordina por el *U.S. Green Building Council* (USGBC), y actualmente se

encuentra implementado en varios países. En España, el *Green Building Council* se conoce como el Consejo de Construcción Verde de España (CCVE).

Este sistema de certificación se compone de 100 puntos básicos, además de la posibilidad de la incorporación de 10 puntos más, gracias a la innovación en el diseño y a la prioridad regional. En relación a los materiales y recursos, se pueden obtener hasta 14 puntos en la certificación LEED, que se dividen en 7 créditos, como se puede ver en la tabla 4.3. Como el trabajo de esta tesis doctoral se centra en los materiales y en los recursos, no se abordan las demás categorías.

Tabla 4.3 – Créditos y máximo de puntos posibles, en la categoría de materiales y recursos (CCVE, 2009)

Créditos	Descripción	Puntos posibles
MR 1.1	Reutilización edificio - mantener paredes, suelos y tejado	1 – 3
MR 1.2	Reutilización edificio - mantener element. no estruct. interiores	1
MR 2	Gestión de los residuos de la construcción	1 – 2
MR 3	Reutilización de materiales	1 – 2
MR 4	Contenido en reciclados	1 – 2
MR 5	Materiales regionales	1 – 2
MR 6	Materiales rápidamente renovables	1
MR 7	Madera certificada	1

El crédito MR 1.1 es el que puede generar más puntos en la categoría de los materiales y recursos. Se premia con 1 punto, si la estructura del edificio, así como sus fachadas y cubiertas, se reutilizan como mínimo en un 55 %. Con 2 puntos si la reutilización de estas partes es de hasta un 75 %, y con 3 puntos para el 95 %. El crédito MR 1.2 premia con 1 punto, si los elementos no estructurales se reutilizan como mínimo con un 50 % de la superficie.

La gestión de los residuos de construcción (MR 2) tienen como objetivo reciclar y/o recuperar los materiales y componentes de la construcción, llegando a una tasa de como mínimo un 50 %. También es imprescindible desarrollar e implementar un plan de gestión de los residuos. Los cálculos para la determinación de los porcentajes se pueden realizar a partir de la masa o del volumen. Se valora con 1 punto la recuperación y el reciclaje de los residuos con un mínimo de un 50 %, y con 2 puntos el aprovechamiento igual o superior al 75 % de los residuos generados.

La reutilización de los materiales de construcción (MR3), tiene como requisito usar materiales reutilizados, recuperados o restaurados en proporciones iguales o superiores al 5 % de los costes totales de los materiales utilizados en el edificio. Tienen

1 punto los materiales reutilizados que alcancen como mínimo el 5% de los costes; 2 puntos si alcanzan como mínimo el 10% de los costes totales del edificio.

El contenido de materiales reciclados del crédito MR4 también se encuentra en función de los costes de los materiales. La suma de los materiales con un contenido reciclado de postconsumo, más la mitad del contenido de preconsumo ha de ser igual o superior al 10 % de los costes totales de la obra. Se premia con 1 punto a los contenidos de reciclado iguales o superiores al 10 % de los costes, y con 2 puntos si son iguales o superiores al 20 %. Para determinar el porcentaje se debe conocer la masa efectiva reciclada en los productos. La masa se considera fracción reciclada, que se multiplica por el valor del producto, para determinar el valor del contenido reciclado. Los valores del contenido reciclado en porcentaje, se muestran generalmente en la autodeclaración de la empresa, con el etiquetado ambiental del tipo II, de acuerdo con la norma ISO 14021.

La utilización de materiales que fueron extraídos, fabricados o recuperados en un radio de hasta 800 km respecto al edificio, se clasifican como materiales regionales. Se valora con 1 punto la utilización de estos materiales, con una proporción igual o superior al 10% de los costes, y con 2 puntos los porcentajes de materiales regionales iguales o superiores al 20 %.

El crédito MR6 adjudica 1 punto a la utilización de materiales rápidamente renovables, para un valor igual o superior al 2,5 % del valor total de los materiales. Se consideran materiales rápidamente renovables los que “crezcan habitualmente en un ciclo de diez o menos años” (CCVE, 2009). También se valora con 1 punto la utilización de al menos un 50 % de madera certificada, respecto al total de productos elaborados con un porcentaje de madera.

4.3.2 Normativa para viviendas sostenibles - BREEAM

En Inglaterra se desarrolló una normativa con el objetivo de disminuir drásticamente las emisiones de dióxido de carbono hasta el año 2016. La normativa (*Code For Sustainable Homes*) es una iniciativa del BREEAM (*Building Research Establishment Environmental Assessment Method*), que es un instrumento para la certificación de edificios con un bajo impacto ambiental, en contraposición a los

edificios convencionales. Según el *Department for Communities and Local Government* - DCLG (2009) la normativa para viviendas sostenibles se convirtió en obligatoria para todas las viviendas construidas a partir del año 2008.

Un determinado edificio debe tener al menos el nivel 3 de los 6 posibles, para tener derecho al certificado. La normativa analiza nueve puntos, entre los cuales uno se dedica a los materiales y otro a los residuos. La categoría de los materiales representa el 7.2 % del porcentaje total de los créditos, y los residuos un 6,4 % del total. Por otra parte, a la categoría de la energía y las emisiones de CO₂, le corresponde un 36,4% del total de créditos disponibles. Existen dos tipos de cálculos; uno para la fase de diseño y otro para la fase de postconstrucción. La fase de diseño calcula las especificaciones realizadas en el proyecto, y la fase de postconstrucción tiene como objetivo verificar si las partes que constituyen el nuevo edificio, fueron elaboradas conforme a las especificaciones del proyecto para determinar su puntuación final.

La categoría de los materiales se divide en 3 criterios: Mat 1, Mat 2 y Mat 3. Cada criterio tiene una clasificación que varía de E hasta A+, de manera que E es la peor, y A+ la mejor clasificación dada por la certificadora (tabla 4.4). El primer criterio (Mat 1) se refiere a la utilización de materiales con un bajo impacto ambiental durante su ciclo de vida, es decir, analiza la eficiencia energética de los productos en la fase de uso. Se puede ver un ejemplo en la figura 4.35.

Tabla 4.4 – Créditos adjudicados a cada clasificación, para cada cerramiento del edificio analizado (DCLG, 2009)

Clasificación	Créditos
A+	3
A	2
B	1
C	0,5
D	0,25
E	0

Este criterio se subdivide en los siguientes 5 puntos: suelos, cerramientos exteriores, ventanas, cerramientos interiores y cubiertas. Es obligatorio que al menos 3 de los 5 puntos obtengan una clasificación entre D y A+, para que el proyecto pueda continuar con el proceso de certificación. En caso contrario, el proyecto analizado no obtendrá ningún certificado. El asesor que analiza el proyecto, se encarga en primer lugar de verificar si 3 de los 5 puntos anteriores cumplen esta normativa. Se verifica

cada cerramiento del edificio y se le atribuye una clasificación, que varía de 0 hasta 3 créditos, con un total de 15 créditos disponibles.

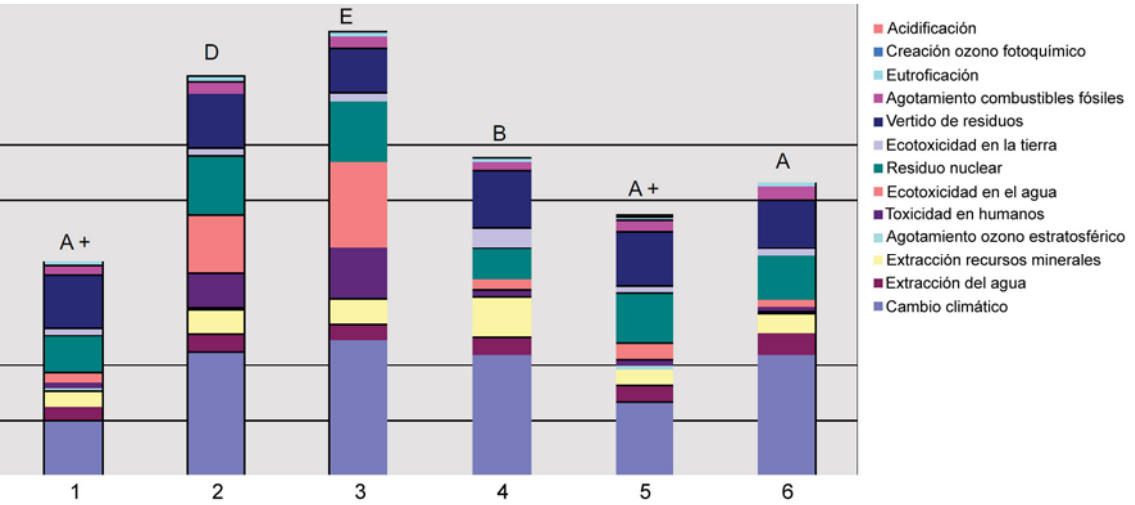


Figura 4.35 – Ejemplos del impacto ambiental y clasificación de algunos tipos de ventanas. 1) con madera dura, vidrio doble y pintura a base de agua; 2) ventana de madera blanda con revestimiento de aluminio, vidrio doble y pintura interior; 3) ventana de aluminio con bastidor interior de madera, vidrio doble y pintura a base de agua; 4) acero galvanizado y doble vidrio; 5) con madera blanda pretratada con conservantes, vidrio doble y pintura a base de agua; 6) PVC-U con refuerzo de acero y vidrio doble. (Hobbs, 2009)

El criterio Mat 2 se centra en la obtención responsable de los materiales (elementos constructivos básicos). Dispone de 6 créditos disponibles para los elementos claves del edificio, y trata de estimular la utilización de materiales de bajo impacto ambiental. Los 8 puntos evaluados son los siguientes: bastidor, suelos, forjados, cerramientos exteriores, cerramientos interiores, cubiertas, cimentaciones y escaleras.

La puntuación se obtiene cuando al menos el 80 % de los materiales de construcción utilizados en cada uno de los puntos anteriormente citados, provienen de fuentes responsables, y al menos se evalúan 5 de los 8 puntos. En la tabla 4.5 se puede ver la jerarquía existente para las diferentes fuentes de los materiales.

Tabla 4.5 – Niveles de jerarquía y puntuación atribuidos a los elementos claves (DCLG, 2009)

Nivel de jerarquía	Puntos por elemento	Ejemplos
1	3	Madera con sello FSC con cadena de custodia y materiales reutilizados
2	2	Materiales con certificación independiente (bueno)
3	1,5	Productos reciclados con certificación de gestión ambiental
4	1	Productos con certificación de gestión ambiental

Además, la normativa informa que toda la madera utilizada en estos elementos debe provenir de fuentes legales. En este criterio se evalúa si los materiales son reutilizados, reciclados o provienen de bosques legales. Los puntos registrados para cada tipo de elemento se suman según los créditos de la tabla 4.6.

Tabla 4.6 – Niveles de jerarquía y puntuación atribuida a los elementos claves Mat 2 (DCLG, 2009)

Número de elementos	Créditos disponibles			
	6	4	3	2
	Rango de puntos			
8	≥ 18	≥ 12	≥ 9	≥ 6
7	$\geq 15,75$	$\geq 10,25$	$\geq 7,87$	$\geq 5,25$
6	≥ 13	≥ 9	$\geq 6,75$	$\geq 4,5$
5	$\geq 11,25$	$\geq 7,5$	$\geq 5,625$	$\geq 3,75$

De la misma forma que los elementos básicos, los acabados también se evalúan según el criterio Mat 3 (obtención responsable de materiales de los elementos de acabado). Se disponen de 3 créditos, y también se evalúan 8 puntos: escaleras, ventanas, puertas exteriores e interiores, zócalos, paneles, muebles, carteles y otros usos significativos. Las condiciones para la obtención de los créditos son iguales a las del criterio Mat 2, y la puntuación se basa en la tabla 4.7.

Tabla 4.7 – Niveles de jerarquía y puntuación atribuidos a los elementos claves Mat 3 (DCLG, 2009)

Número de elementos	Créditos disponibles		
	3	2	1
	Rango de puntos		
8	≥ 18	≥ 12	≥ 6
7	$\geq 15,75$	$\geq 10,25$	$\geq 5,25$
6	≥ 13	≥ 9	$\geq 4,5$
5	$\geq 11,25$	$\geq 7,5$	$\geq 3,75$

Todos los productos que utilizan materiales reutilizados o reciclados en los criterios Mat 2 y Mat 3, deben tener declaraciones o certificaciones que informen del material en particular que se reutiliza o recicla, y en que cantidad.

Esta normativa también premia con puntos la correcta gestión de los residuos; dividiéndose este apartado en tres partes. La primera parte (Was 1), se refiere al correcto almacenamiento de los residuos municipales reciclables y no reciclables en los edificios durante su fase de utilización. La tercera parte (Was 3), trata de proveer una instalación de compostaje de los residuos generados por los habitantes de un edificio o vivienda, o un servicio de compostaje comunitario. (En relación al tema de trabajo de la tesis, estos dos apartados no se tratan).

La segunda parte (Was 2), se denomina “Gestión de los residuos en la obra”, y dispone de 2 créditos. El objetivo de esta segunda parte es reducir los residuos de construcción en la obra, así como gestionarlos de una forma más efectiva. Los criterios de evaluación se basan en la reducción de los residuos de construcción conforme a las categorías de los residuos, y disponer de los procedimientos necesarios para separarlos, con el objetivo de que el vertedero no sea el destino final. Se premia con 1 punto cada criterio cumplido de la normativa. Los edificios que tengan un coste de construcción inferior a 300.000 libras, se premiarán con 2 puntos en general. Para las construcciones que sobrepasen este valor, hay que tener en cuenta las fases de proyecto y de ejecución.

Los requisitos para la fase de diseño, se centran en la presentación de un proyecto de recogida y separación de los residuos en la obra, mediante un *checklist* de la reducción de los residuos y de la separación en grupos de residuos. Los requisitos para la fase de postconstrucción implican tener una copia del proyecto de gestión de los residuos, para analizar si hubo cambios significativos entre la fase de diseño y la fase de construcción. También se puede realizar un acompañamiento en la fase de construcción de la obra para confirmar que el proyecto de gestión se está ejecutando de manera correcta.

Para aumentar las tasas de reutilización y de reciclaje en la obra, se podría premiar con más puntos, en la misma medida en que se aumenta dicho contenido de reutilización y reciclaje; pero no de una forma lineal. En definitiva, la normativa establecida para las viviendas sostenibles es compleja; por lo que debería ser más simple con el objetivo de facilitar su comprensión, eficacia y aplicación de los créditos.

4.4 Diseño para la deconstrucción

Todo edificio sostenible, además de reducir, reutilizar y reciclar los materiales, también se debería pensar para ser deconstruido. La deconstrucción se debe plantear en el proyecto del nuevo edificio, para que los materiales se puedan aprovechar lo máximo posible. En el extremo opuesto, el proceso de demolición es una labor que se realiza rápidamente, ya que normalmente las máquinas utilizadas en este trabajo muchas veces son alquiladas, y se disponen por poco tiempo (Mufuruki et al, 2007).

4.4.1 Demolición y deconstrucción

La demolición se puede definir como un proceso que no tiene ninguna o muy poca intención de recuperar componentes de los edificios para su reutilización. En cambio, la deconstrucción se puede considerar como un desmontaje por etapas, con la idea de recuperar materiales, componentes y elementos constructivos para un futuro reciclaje, o en algunos casos para su reutilización.

La demolición disminuye la eficiencia en la recuperación de los materiales de construcción, ya que la recuperación demanda más tiempo y trabajadores. Chini (2007), define deconstrucción como: “desmontaje con el propósito de la reutilización de los componentes y materiales de construcción”. La diferencia básica entre la demolición y la deconstrucción se encuentra en el proceso; de manera que la demolición realiza el derribo de un edificio de una sola vez (figura 4.36), mientras que la deconstrucción se centra en el desmontaje del edificio según los tipos de materiales, lo que facilita la recuperación. Es decir, la deconstrucción posibilita recuperar los materiales, elementos y componentes, que de lo contrario serían destruidos y tratados como residuos, y no como materias primas para futuras aplicaciones.



Figura 4.36 – Máquinas de demolición de gran alcance - Volvo Construction Equipment Image Gallery (http://vce.ams.llr.se/CumulusE_Z/VCE_ImageGallery/WebUsers.jsp)

Gracias a la deconstrucción, los productos recuperados poseen un alto valor añadido, como por ejemplo los suelos de madera maciza y los paneles de ventanas o puertas. Estos y otros productos se pueden vender hasta por un 75 % del precio del material nuevo, dependiendo de las condiciones en las que se encuentre, y de la demanda. Es importante destacar, que los suelos de madera tienen un alto grado de recuperación, cerca de un 90-100 %. Estos suelos son muy apreciados y generalmente amortizan toda la deconstrucción de un edificio, incluso la parte destinada a la limpieza (CIWMB, 2001).

Una investigación llevada a cabo por CIWMB (2001), garantiza que la deconstrucción puede costar entre un 30-50 % menos que la demolición. Los plazos de trabajo de la demolición son más cortos, debido a que no existe una preocupación por el trato de los materiales y componentes. También influyen los elevados costes del alquiler de las máquinas. Los tiempos de trabajo de la deconstrucción y del equipo de trabajo son más grandes que los del equipo de demolición, ya que la labor es más intensiva, se tarda más en extraer y separar los materiales, elementos y componentes para que puedan ser reaprovechados en el futuro. Sin embargo, se pueden emplear más trabajadores en la deconstrucción, y los costes del alquiler de los equipamientos son menores, puesto que el trabajo es más cuidadoso y menos destructivo.

La deconstrucción como método, puede implicar un ahorro económico debido a la menor cantidad de material enviado al vertedero. El precio de las tarifas aplicadas han aumentado bastante, y una manera de disminuir el impacto ambiental y el coste económico es evitar la demolición. La deconstrucción genera menos polvo y menos molestias relacionadas con el ruido. Todo producto rescatado, implica una conservación de los recursos materiales y energéticos disponibles, menos emisión de dióxido de carbono y por lo tanto menos contaminación.

Sin embargo, según CIWMB (2001) encontramos algunas limitaciones relativas a la recogida de materiales mediante la deconstrucción:

- Falta de conciencia pública sobre la aplicabilidad de los materiales recuperados.
- Problemas para encontrar los productos recuperados necesarios, y en las cantidades necesarias para un determinado proyecto.

- Falta de conciencia sobre la diferencia de los precios practicados entre los materiales nuevos y los recuperados.
- Falta de conciencia en relación a los beneficios ambientales que la deconstrucción puede aportar cuando se utilizan productos recuperados.
- Percepción de que los productos recuperados son inferiores.

Según Guy (2000), la deconstrucción puede generar contratos, costes y beneficios. Uno de ellos es entender el proceso como un servicio para el propietario del edificio que será deconstruido, en el que el propietario es el titular de los materiales recuperados. Los costes serán más elevados, sin embargo, si los materiales recuperados son de alta calidad, se podrían utilizar en un nuevo edificio sin que el promotor tenga que comprar nuevos materiales. Se puede establecer otro tipo de contrato entre el promotor y la empresa de deconstrucción, cediendo los derechos de parte de los materiales, para disminuir el coste del trabajo realizado.

También es posible que la empresa de deconstrucción se quede con todos los materiales, y los valore para obtener un beneficio con la venta a otras empresas de materiales recuperados. Finalmente otra opción sería realizar la deconstrucción mediante de una organización sin ánimo de lucro. El propietario sólo pagaría los costes directos del trabajo de deconstrucción, y los materiales serían donados a la organización que realizó dicho trabajo.

La deconstrucción es una alternativa que rescata muchos materiales que tendrían como destino seguro el vertedero. Otras industrias ya disponen de programas conocidos, como es el caso del Diseño para el Desmontaje - DfD - (*Design for Dissassembly*) o Diseño para el Medio ambiente – DfE – (*Design for Environment*). Este proceso se inició con el análisis del ciclo de vida de los productos eléctricos, electrónicos y de la industria del automóvil. Uno de los requisitos ambientales en el proceso del análisis del ciclo de vida, es el de la eficiencia al finalizar la vida útil del producto.

4.4.2 Diseño para el desmontaje

El Diseño para el Desmontaje (*Design for disassembly* - DfD) es un concepto aplicado en el diseño de un producto, que busca contribuir con el Diseño para el Medio ambiente (*Design for Environment* - DfE). El DfE es un programa orientado a reducir

los peligros para la salud de las personas, y para el medio ambiente; inicialmente se orientó hacia industrias como la electrónica, automovilística e informática. El diseño para el desmontaje busca contribuir con la recuperación de los materiales, elementos y componentes utilizados en un determinado edificio, así como valorar de la mejor manera posible dichos productos cuando se deconstruye el edificio.

A causa del aumento de la conciencia ecológica de la sociedad, las empresas adoptaron unas directrices ambientales en sus negocios, entre ellas el diseño para el desmontaje (Johansson, 2008). La facilidad de desmontaje de cada producto, se relaciona íntimamente con sus características, que deben estar presentes en el diseño de un producto, de manera que se pueda alcanzar la máxima eficiencia en el desmontaje (Johansson, 2008). En la Comunidad Europea se creó la normativa 2000/53/CE, sobre los vehículos al final de su vida útil; surgió con la idea de reducir la contaminación de los procesos de fabricación y de aumentar las responsabilidades de los fabricantes. Entre los principales puntos se encuentra la reducción de los materiales peligrosos, como el plomo y el mercurio. El lema: “quien contamina, paga”; representa bien la idea de que los fabricantes son los últimos responsables, por ejemplo, de todos los coches que circulan por las calles.

La normativa también incluye reducir o evitar la generación de residuos, dar prioridad a la reutilización y al reciclaje, aplicando estas medidas preventivas desde el inicio del proyecto. El fabricante también es informado para poder incorporar unos requisitos de desmontaje; además de gestionar la cantidad de materiales que deben ser reutilizados y reciclados, por masa de cada coche al final de su vida útil. A pesar de este sistema empleado en la industria del automóvil de la Comunidad Europea y de Japón, en los Estados Unidos todavía es poco conocido (Larson, 2007). Más desconocido si cabe, es para la industria de la construcción; lo que genera un contrasentido, ya que la industria de la construcción de la Unión Europea genera alrededor de 180 millones de toneladas de residuos al año, mientras que la del automóvil genera entre 8-9 millones de toneladas.

Actualmente, la industria de los productos electrónicos, utiliza un método de producción conocido como *Active Disassembly using Smart Materials* (ADSM); utilizando materiales que tienen la posibilidad de recuperar su forma original (Chiodo y Boks, 2002). Los métodos citados anteriormente necesitan de un rápido y fácil proceso de desmontaje. Según Johansson (2008), esto se consigue mediante cuatro propiedades

relativas a los productos: facilidad de identificación, accesibilidad, facilidad de separación y facilidad de manejo.

- La facilidad de identificación se refiere a la posibilidad de identificar rápidamente las partes desmontables de un producto, así como su forma y material. Una manera de facilitar la identificación, es la visualización de las partes mediante colores.
- La accesibilidad determina el grado de facilidad, y la manera de acceso de un componente. Depende de las características del producto y de la jerarquía en el desmontaje de este producto.
- La facilidad de separación establece la rapidez en la que una pieza o parte de un producto, se puede separar de las demás. Se centra básicamente en los tornillos utilizados para unir las partes.
- La facilidad de manejo se refiere a la capacidad de manejar las piezas o partes de un producto en el proceso de desmontaje. Esta propiedad depende de las características del producto para que las partes y los materiales sean fácilmente clasificadas, y transferidas a sus respectivas áreas en el proceso de desmontaje.

Del mismo modo que en otras industrias, los edificios también están formados por materiales, componentes y elementos que se unen en la obra. El desmontaje de algunas estructuras vernáculas, como por ejemplo las cabañas de los indios norteamericanos, era una práctica común realizada, dentro de las necesidades específicas de la tribu, como muestra la figura 4.37(a) (King County, 2006). Otro ejemplo en Japón, es el Santuario de Ise (figura 4.37(b)); el más sagrado del sintoísmo, la religión nativa de Japón. El santuario está totalmente realizado en madera, y las uniones de la estructura se forman mediante anclajes, sin utilizar ningún clavo (Stanley-Baker, 2000). El edificio se desmonta y se reconstruye cada 20 años; este periodo se debe a factores climáticos y religiosos, ya que el número 20 representa la renovación de la divinidad. De esta forma el santuario se desmantela para dar lugar a otro nuevo. La madera utilizada en el santuario desmontado se utiliza en otras edificaciones u objetos. La primera reconstrucción se realizó en el año 692.



Figura 4.37 – Estructuras destinadas al desmontaje (a) cabaña de los indios (<http://news.bbc.co.uk>) y (b) santuario de Ise (<http://witcombe.sbc.edu/sacredplaces/ise.html>)

Habraken (1998), relata que ya en el año 1960, se proponía una separación por capas en los edificios, con el propósito del mantenimiento, remodelación o eliminación de los elementos. Afirmaba que los edificios modernos tendrían que separar la estructura principal, que soporta la cubierta, de los sistemas secundarios, que dividen los espacios interiores. El autor cita que prácticamente todos los edificios con estructura de madera siguen esta teoría. Otro arquitecto importante en la década de 1960, en relación a los proyectos flexibles inspirados en capas, fue Cedric Price (Crowther, 2001). Price desarrolló el proyecto *Fun Palace*, pensando en las posibilidades de cambio de uso de la edificación con sus diferentes capas. Proyectoado con estructura de acero, y con las divisiones interiores independientes de la estructura, el edificio finalmente no se pudo construir. Sin embargo, en el año 1976, Price pudo realizar una versión modesta del *Fun Palace*, conocido como *InterAction Centre* (figura 4.38), que se demolió en el año 2003 (Matthews, 2007). Se podían añadir más módulos o retirarlos, sin que las actividades repercutieran en el funcionamiento general del edificio.



Figura 4.38 – Vistas del edificio InterAction Centre, con la estructura independiente de los cerramientos (Matthews, 2007)

El trabajo de Price sirvió de inspiración para muchos arquitectos, como Richard Rogers y Renzo Piano, como por ejemplo en la construcción del centro Pompidou. Otros, como Archigram diseñaron edificios adaptativos y temporales alrededor del 1970 (Matthews, 2007). Los edificios estaban compuestos por una estructura de acero que contenía los servicios básicos, las comunicaciones verticales y horizontales. Las viviendas se colocaban o retiraban del edificio mediante grúas, teniendo en cuenta la jerarquía del ciclo de vida de los componentes del edificio. Las partes que se tenían que renovar con más frecuencia, deberían tener un fácil acceso.

Posteriormente, otros arquitectos se dedicaron a diseñar edificios con capas independientes de la estructura, incluso a estimar el tiempo de vida de las capas de los edificios, entre ellas la estructura, las fachadas, los servicios y los espacios interiores. Sin embargo, las diferencias aportadas por los arquitectos varían mucho en todas las categorías. De todas formas, lo más importante es el concepto aplicado en los proyectos, promoviendo la deconstrucción de los edificios.

Otros ejemplos más recientes en relación a los desmontajes de edificios, no poseen un grado alto de reutilización de sus materiales, como sucede en el caso descrito por Newenhouse y Fuller (2003), en Estados Unidos. Se deconstruyeron 6 edificios para la construcción de un nuevo centro cultural, con aproximadamente 40.000 m². La deconstrucción generó el reciclaje del 70 % de los materiales, el 4 % fueron reutilizados y el 26 % restante tuvo como destino el vertedero. El coste de la deconstrucción de los edificios, la gestión de los residuos para su reciclaje, la reutilización y las tarifas pagadas al vertedero, se elevó a casi 250.000 dólares. El hormigón representa casi toda la masa de los materiales que fueron reciclados; también las alfombras, algunos metales y las placas de los techos se pudieron reciclar. La piedra de la fachada de uno de los antiguos edificios fue totalmente reutilizada, y también otros productos como las fijaciones y el mobiliario.

Newenhouse y Fuller (2003), realizaron una comparación entre dos escenarios posibles. Como primera hipótesis se calculó el gasto posible, de como si todo el material de los edificios se destinara al vertedero. El otro escenario fue el logrado realmente en los edificios analizados, con sus porcentajes de reciclaje y reutilización. Si todo el material tuviera como destino el vertedero, se gastarían 357.000 dólares. Pese a los costes más elevados de la deconstrucción en relación a la demolición, se pudieron ahorrar más de 37.000 dólares, gracias a la posterior reutilización y reciclaje de los

materiales. Estos valores no incluyen el beneficio de las ventas de los materiales, a los recicladores y a las empresas de materiales de construcción.

El Centro para la Construcción y el Medio Ambiente de la Universidad de Florida, realizó la deconstrucción de 6 edificaciones, con el propósito de verificar el rendimiento económico de la deconstrucción y la recuperación de los materiales, frente a la demolición. Se trataba de viviendas de una y dos plantas, construidas entre 1900 y 1950 con bastidores de madera. Los resultados mostraron que la deconstrucción es una alternativa real a la demolición, ya que la venta de los materiales puede generar unos ingresos, que disminuyen el coste final para el promotor o el propietario. La tabla 4.8 muestra la comparación entre los costes de demolición y deconstrucción de las 6 residencias.

Tabla 4.8 - Comparación entre los costes de demolición y deconstrucción de 6 residencias por m² (Guy, 2000)

Costes	Demolición (US\$)	Deconstrucción (US\$)	Ahorro (US\$)
Mano de obra	18,73 (33 %)	39,18 (56 %)	-20,45
Vertedero	23,36 (40 %)	10,44 (15 %)	12,92
Peligrosos	10,44 (18 %)	10,44 (15 %)	0
Otros	5,16 (9 %)	9,58 (14 %)	-4,42
Total	57,69	69,64	-11,95
Recuperado	0	35,30	35,30
Coste neto	57,69	34,33	23,36

Los costes directos de la deconstrucción son más elevados en relación a los costes de la demolición. Los costes del trabajo corresponden a más de la mitad de los costes totales de la deconstrucción. Por otra parte, los precios establecidos por los vertederos autorizados suman un 40 % de los gastos asociados a la actividad de la demolición. Sin embargo, cuando se añaden los beneficios generados por la venta de los materiales recuperados, la situación varía, y la deconstrucción pasa a ser la mejor opción, además de reducirse bastante el coste destinado al vertedero debido a la menor cantidad de materiales descartados.

En otro trabajo desarrollado por Penn et al (2003), se deconstruyeron también 6 viviendas, con el propósito de analizar la cantidad de materiales que se recuperan para su posterior reutilización; y si la recuperación de los materiales reduce los costes de la construcción de una nueva vivienda. Más de 15 m³ de madera retirada de las antiguas construcciones se reutilizaron, lo que corresponde a un 43 % de toda la madera utilizada

en la nueva vivienda. Se empleó en los cerramientos exteriores e interiores de las 2 plantas de la nueva vivienda, en las vigas y como bastidores ligeros. La investigación constató que el 95 % de la madera utilizada en la nueva construcción provino de la deconstrucción, ahorrando unos 54,5 GJ de energía incorporada. En relación a los costes, se observó que la reutilización de la madera, generó un ahorro de un 20 % del total del gasto en la construcción de la vivienda. Pese a los beneficios logrados con la deconstrucción, el porcentaje de reutilización fue muy bajo, debido principalmente a que la madera se dañaba durante dicho proceso.

La Universidad de Linköping, en Suecia, construyó 2 edificios con estructura formada a partir de elementos de hormigón armado; que pasadas unas décadas fueron deconstruidos, reutilizando la estructura en un nuevo edificio (En el capítulo 2.7.1 se puede encontrar información sobre este edificio).

Los edificios deconstruidos pertenecían a la década de 1960, y contenían más de 100 pisos (figura 4.39). La tabla 4.9 muestra los materiales que se recuperaron de los edificios deconstruidos, y que se reutilizaron posteriormente.



Figura 4.39 – Vista de uno de los edificios deconstruidos, para la construcción de un edificio de viviendas (Eklund et al, 2003)

Tabla 4.9 – Cantidad de los materiales recuperados de los edificios antiguos, y reutilizados posteriormente en uno nuevo. Los datos se refieren a unidades, salvo los especificados (Eklund et al, 2003)

Paneles de hormigón	73	Fregaderos	12
Vigas de hormigón	41	Grifos	39
Cimentaciones de hormigón	30 m ²	Inodoros	46
Puertas	45	Ladrillos	220 m ²
Ventanas	89	Alféizar	26
Suelos de madera	600 m ²	Aislante mineral (lana)	236 m ³
Armarios de cocina	92	Aislante mineral	636 m ²

En otro país como Nueva Zelanda, se construyó un edificio de aparcamientos, pensado para su posterior deconstrucción y reutilización de los materiales. En un primer momento, la estructura se ideó en acero, por su alto grado de reutilización. Pero debido al elevado precio de esta solución, y al poco acero estructural disponible, así como a la falta de expertos en construcciones de este tipo, (Gjerde et al, 2003) se optó por variar la solución constructiva. Finalmente se construyeron 32 pilares prefabricados de hormigón, de 11m de altura, que se atornillaron a las cimentaciones de hormigón realizadas *in situ*, como muestra la figura 4.40.

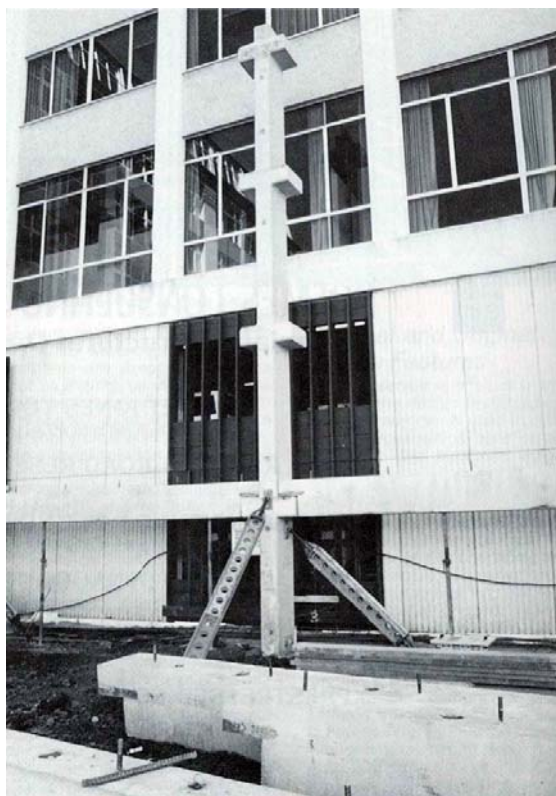


Figura 4.40 – Vista de uno de los pilares de hormigón del edificio de aparcamientos (Gjerde et al, 2003).

Las cimentaciones no se diseñaron para ser recuperadas, sino para ser reutilizadas por un nuevo edificio construido en el mismo emplazamiento. Las vigas prefabricadas, se empotraban en los pilares. Las cargas del viento se soportaban mediante unos muros de hormigón realizados *in situ*, situados en las 4 esquinas del edificio. Los forjados también eran prefabricados, formados por perfiles de doble “T”, con una luz de 14 m. Según Gjerde et al (2003), la tasa estimada de recuperación del edificio era de un 85 %.

Las posibilidades generadas a partir del diseño para el desmontaje son muy elevadas, sin embargo, King County (2006) cita algunas dificultades de adaptación de los edificios para recuperar los materiales, reutilizarlos y reciclarlos. Entre ellas encontramos la utilización de materiales a base de petróleo, materiales *composites* y otros productos con una estructura química muy compleja que provoca que sean difíciles de reciclar. También influyen los costes de la deconstrucción, así como los de la separación de los materiales y el trabajo requerido para ello.

Calkins (2009) afirma que “los materiales que tienen una determinada función, pero que al final de su vida útil se pueden recoger y reutilizarse en otra ubicación; puede que no sean verdes en si mismo, pero tienen el gran valor añadido de su flexibilidad en el montaje”.

Este punto de vista, refuerza la idea de la industrialización en la construcción, ya que los edificios industrializados se proyectan para ser montados y desmontados según se necesidad. Crowther (2001) asegura que el principal problema que encontramos para reutilizar los materiales de construcción, es la dificultad para extraerlos en buenas condiciones; ya que los métodos actuales de construcción, dependen mucho de las uniones químicas. Este tipo de soluciones implican en su mayoría la demolición como solución final.

El primer reto del diseño para el desmontaje es la correcta elección de los materiales y de las uniones. Las soluciones constructivas húmedas y sus uniones, como sucede en el caso de los hormigones o del mortero, no se pueden desmontar; de modo que la única solución posible es machacar y reciclar estos materiales, obteniendo un valor añadido menor, ya que sólo servirán como áridos o relleno.

4.4.3 Procedimientos para optimizar la deconstrucción

Kondo et al (2003), destacan que en Japón los programas de recuperación de los 4 principales aparatos domésticos (lavadora, televisor, aire acondicionado y frigorífico); se centran en la trituración al finalizar sus respectivos ciclos de vida, con la intención de recuperar el aluminio, el hierro y el cobre. De manera que la reutilización de los componentes tiene pocas posibilidades.

Los autores afirman que las uniones propuestas en el proceso de diseño no garantizan una máxima eficiencia, ya que con el tiempo, ciertas uniones pueden dañar los componentes en el momento de su retirada. El tiempo necesario para el desmontaje de un producto, también aumenta dependiendo del periodo de utilización del mismo; como la degradación física o química sufrida con el tiempo, o el desgaste de dicho producto. La figura 4.41 (a) muestra el tiempo necesario para el desmontaje de 3 tipos de uniones: macho-hembra, unidas mediante tornillos y con adhesivos; para algunos aparatos eléctricos o electrónicos analizados.

El tiempo requerido para desmontar las uniones tipo macho-hembra es el menor, seguido por las uniones realizadas mediante tornillos. En el caso de utilizar adhesivos, los tiempos de desmontaje son más elevados; por ejemplo, obtenemos unos valores de 109 segundos al desmontar unas partes en frigoríficos nuevos, y 241 segundos si estos productos son más antiguos. La figura 4.41 (b) muestra los tiempos necesarios, en el caso de encontrarnos con tornillos en diferentes condiciones. Las uniones con algún tipo de deformación pueden multiplicar por 4 el tiempo de desmontaje, si lo comparamos con el tiempo necesario para unas uniones en perfecto estado.

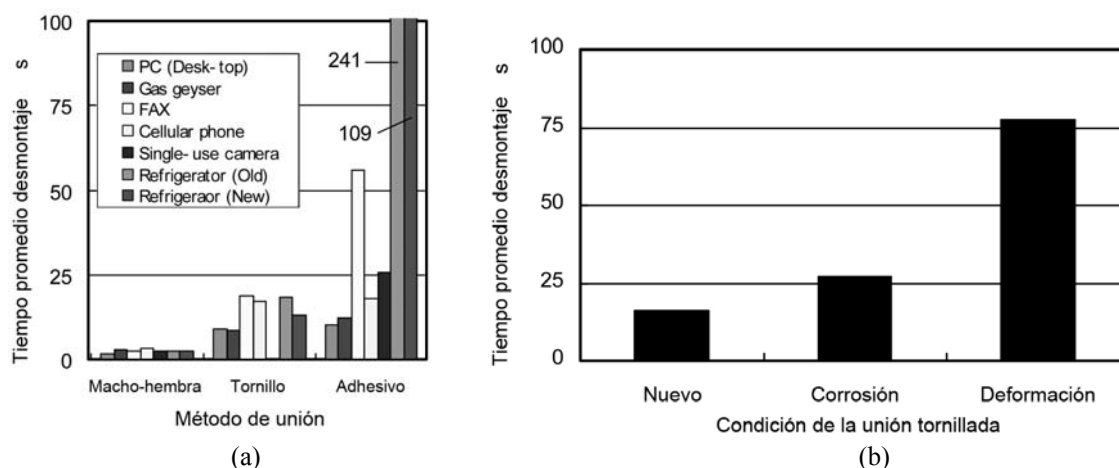


Figura 4.41 – (a) Tiempo necesario para el desmontaje de los tres tipos de uniones y (b) relación entre el tiempo de desmontaje con las uniones en mal estado y deformadas (Kondo et al, 2003)

Algunos estudios elaborados por Durmisevic y Noort (2003) en Holanda, Reino Unido y Suecia, muestran que los edificios diseñados en acero pueden llegar a tener unas altas tasas de recuperación gracias a la deconstrucción. Demuestran que al final del ciclo de vida de los edificios, se recuperó un 97 % de todo el acero utilizado; de manera que un 83 % se destinó al reciclaje, y el 14 % restante se reutilizó en otras edificaciones. Únicamente el 3 % del acero tuvo como destino el vertedero. Sin embargo, el porcentaje de reutilización todavía es bajo, y el potencial de la deconstrucción se debería aumentar en los futuros proyectos. Los componentes y edificios proyectados para que puedan ser deconstruidos, posibilitan aumentar los índices de reutilización y de reciclaje, además de impedir la generación de grandes cantidades de residuos, con el vertedero como destino final

Los aspectos clave para proyectar edificios pensando en la deconstrucción, son la *independencia* y la *intercambiabilidad* de las partes de un edificio (Durmisevic et al, 2003). La independencia es la identificación de las partes un edificio como si se encontraran separadas de la estructura principal; se puede conseguir mediante una jerarquía abierta, es decir, con diferentes capas en las que cada una tiene una configuración específica. La figura 4.42 muestra el paso de la jerarquía cerrada hacia la jerarquía abierta, introduciendo el aspecto de la independencia de capas.

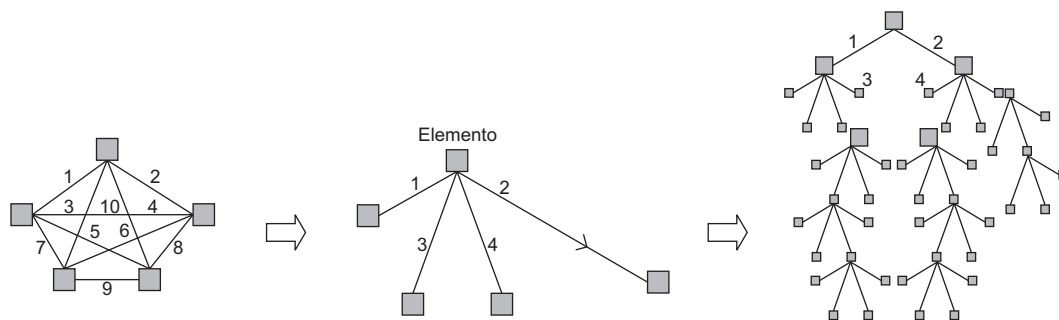


Figura 4.42 – Representación del ciclo cerrado, a la izquierda; hacia el ciclo abierto, a la derecha (Durmisevic y Noort, 2003)

La imagen de la izquierda en la figura anterior, posee un alto grado de integración entre las partes, lo que provoca una relación muy compleja y de difícil deconstrucción. Los componentes en el ciclo abierto únicamente se conectan al elemento que sirve de base para las conexiones, sin embargo, los componentes siguen siendo independientes. Es decir, encontramos grupos de elementos que forman un subgrupo dentro del conjunto del edificio. Este subgrupo se puede montar y desmontar

de forma independiente, en relación a las otras partes del edificio (Durmisevic y Brouwer, 2002).

La intercambiabilidad es considerada como el potencial que tiene un elemento para ser desmontado, facilitando el montaje de componentes en paralelo²⁶, como también las conexiones que permiten la independencia entre dos componentes conectados.

Si se tienen en cuenta los aspectos de independencia e intercambiabilidad, los edificios se podrían clasificar como *fijos* o *deconstruibles* (Durmisevic y Noort, 2003). Los edificios que poseen una estructura fija, son aquellos que tienen una máxima integración y dependencia entre sus componentes; causada entre otras cosas por una jerarquía cerrada de montaje (que no tiene en cuenta el probable fin del ciclo de vida de los componentes), por cuestiones de funcionalidad, aplicación de montaje secuencial o debido a la utilización de conexiones químicas. De forma opuesta, los edificios deconstruibles poseen las siguientes características: utilización de elementos de conexión para unir otros dos componentes, montaje en paralelo, utilización de conexiones mecánicas en lugar de conexiones químicas, y una jerarquía abierta. Por lo tanto, la relación jerárquica entre los componentes (montaje fijo, montaje en capas y montaje estrella), y el tipo de conexión utilizada para unir los elementos, determinan el potencial de reutilización de un edificio (figura 4.43).

El sistema de montaje fijo en la construcción, no permite recuperar los elementos sin que causen un daño en todo el conjunto; como por ejemplo sucede en el caso de los bastidores de las puertas.

²⁶ El montaje en paralelo se caracteriza por la conexión de dos o más componentes a la vez en un componente base.

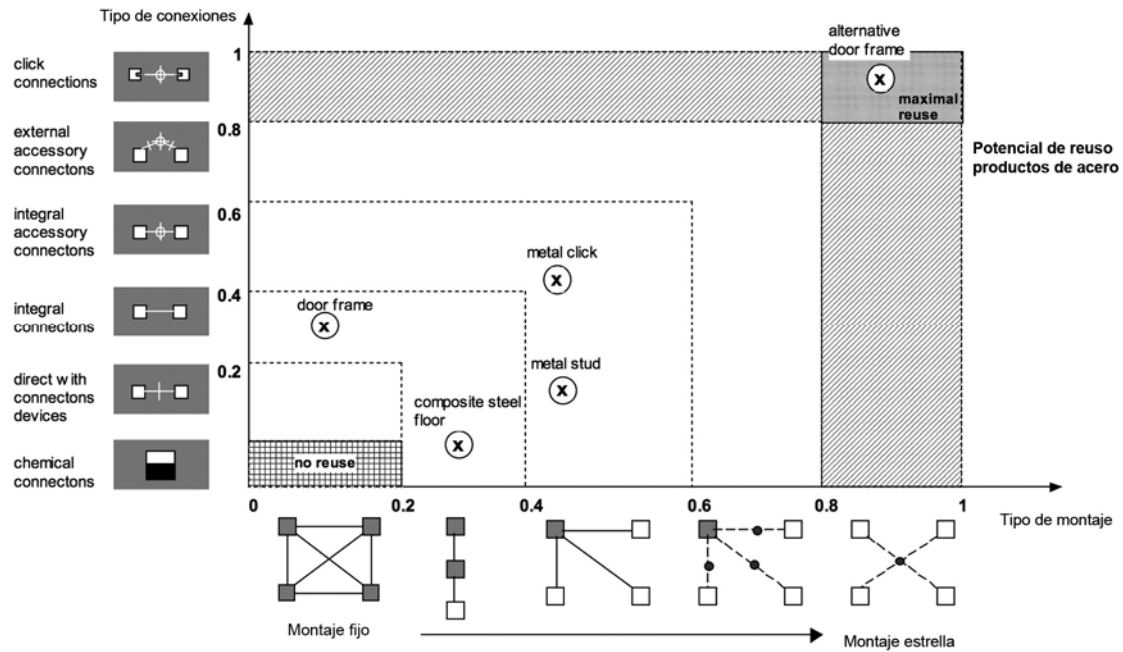


Figura 4.43 – Potencial de reutilización en función del tipo de conexiones y del tipo de montaje de las mismas (Durmisevic y Noort y 2003).

Durmisevic y Noort (2003), afirman que el montaje tipo estrella, en el cual los componentes se conectan mediante un elemento intermedio, es el que genera un mayor potencial de reutilización. En el caso de las puertas, este elemento intermedio se conecta a la pared, y los componentes de la puerta al anterior, en una secuencia paralela que permite un futuro desmontaje sin dañar los componentes. Esta alternativa se puede ver en la figura 4.44.

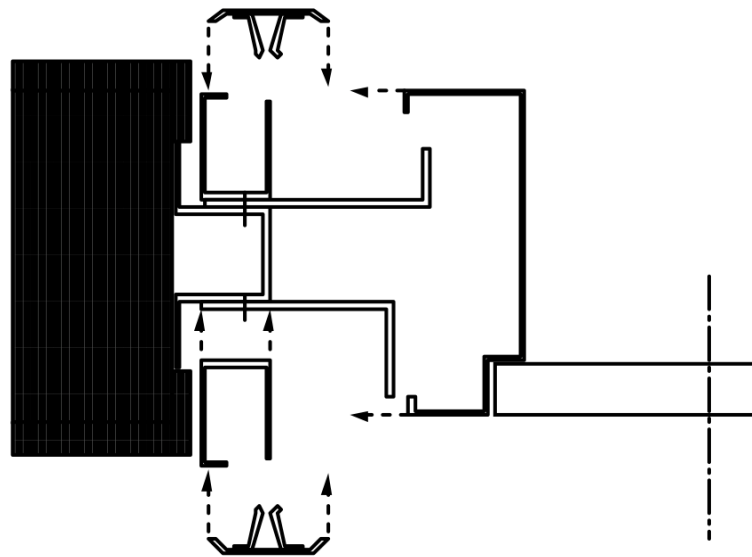


Figura 4.44 – Diseño de montaje de un bastidor de una puerta, de tipo estrella, que contiene un elemento base (Durmisevic y Noort y 2003).

El montaje realizado por capas mediante conexiones, es un ejemplo con un bajo potencial de desmontaje; generalmente para los elementos metálicos ligeros, que se pueden dañar durante el proceso de desmontaje al retirar los componentes conectados mediante fijaciones mecánicas (clavos o tornillos). Un caso concreto de esta solución es la de los cerramientos de cartón-yeso, de forma que durante el proceso de desmontaje se pueden dañar los perfiles metálicos.

Rocha (2008), analizó aspectos referentes a la independencia e intercambiabilidad de los elementos, en unos edificios de viviendas unifamiliares de dos plantas en el sur de Brasil. Todos los edificios estudiados tienen un sistema de montaje fijo, mediante conexiones húmedas, sin separaciones entre los distintos elementos. Casi la totalidad de las superficies y planos, se encuentran conectadas o revestidas mediante procesos químicos, principalmente con morteros. El único tipo de conexión distinta es la del tipo macho-hembra, encontrada en la estructura de la cubierta. Tampoco se observó una jerarquía en la construcción, compatible con el ciclo de vida de las partes. Por todos estos motivos, el potencial de reutilización y de reciclaje de los materiales y elementos de construcción es muy bajo; normalmente el proceso habitual se centra en la demolición y el vertedero como destino final de los materiales.

Según Rocha, en algunos casos, las edificaciones pueden pasar por un proceso de deconstrucción, para recuperar determinados materiales y componentes constructivos que tienen un valor de mercado. Entre estos materiales encontramos la madera, que se puede reutilizar mediante nuevas uniones mecánicas; como ocurre con los suelos de madera maciza, que poseen un alto valor en el mercado. Por el contrario, las estructuras de madera de las cubiertas normalmente presentan un gran deterioro, y no se reutilizan, sino que en este caso se venden como material combustible. Esta venta de madera se suele realizar al pie de la obra.

Las tejas se pueden dividir en dos grupos: las tejas cerámicas, y las de grandes dimensiones, normalmente las metálicas. Las tejas cerámicas tienen un valor de mercado muy bajo, y las empresas no suelen retirar las piezas con cuidado. En el caso de las tejas de grandes dimensiones, si que se recuperan, ya que existe demanda.

Lo mismo sucede en el caso de los ladrillos; los cerámicos macizos tienen un elevado valor en el mercado y se retiran cuidadosamente para minimizar los daños; sin

embargo, los ladrillos huecos son muy frágiles, y además la unión del mortero es más resistente que las propias piezas.

Las carpinterías se separan y se venden para su reutilización. El tipo de fijación de la carpintería en la pared, y los espesores de los muros, son determinantes para extraer las carpinterías. Las de hierro empotradas en paredes gruesas (superiores a 25 cm), y con uniones químicas, son las más complicadas y las que requieren un mayor trabajo. Las carpinterías de aluminio son las más ligeras, y normalmente se encuentran atornilladas, lo que facilita mucho la labor de retirada.

Los sanitarios extraídos durante el proceso de deconstrucción y demolición de los edificios analizados, se reutilizaron en su gran mayoría. Según Rocha (2008), estos elementos se venden a personas con un poder adquisitivo menor. Por otra parte, las luminarias son los productos eléctricos más recuperados, aunque los interruptores y los enchufes no tienen un valor de mercado considerable, y se convierten en residuos de demolición; normalmente debido a las modas y a los nuevos modelos que van surgiendo en el mercado

Los cables eléctricos también se retiran por las empresas de demolición, pudiendo llegar a tener dos destinos: venderlos para su reutilización, o a empresas de reciclado de cobre. En el caso de las tuberías y conexiones, sólo se recuperan las de cobre.

Los revestimientos cerámicos, como el gres porcelánico u otro tipo de baldosas cerámicas, no se recuperaron debido al mortero utilizado como elemento de unión; que es muy resistente y provocaría la rotura de las piezas. Finalmente, la estructura de hormigón, los bloques de hormigón, morteros, ladrillos huecos y todos los demás materiales que no tienen valor de mercado, se demolieron.

5 Índice de reciclabilidad de los edificios

A continuación se definen algunos conceptos relacionados con el reciclaje de los materiales y componentes de construcción; realizando también estudios sobre la energía incorporada, así como del dióxido de carbono emitido en la fabricación de materiales de construcción vírgenes y totalmente reciclados.

En este capítulo se propone un método de evaluación de la reciclabilidad de los edificios, en relación a la procedencia y a los probables destinos de los materiales de construcción al finalizar el ciclo de vida de dicha edificación.

Para hacer el análisis ha sido utilizada la tesis de doctorado de Pilar Mercader (2010), que identificó y cuantificó los materiales de construcción más utilizados en 10 edificios de viviendas en Sevilla.

5.1 Definición de conceptos sobre el reciclaje

En arquitectura nos podemos encontrar con la expresión “ciclo de vida”, entendida como el período de tiempo en el que los componentes o elementos constructivos de un edificio, realizan las funciones para las que fueron proyectadas, sin pérdidas significativas en sus prestaciones. Afirmar que el reciclaje tiene lugar al final del ciclo de vida de los materiales no es del todo cierto; ya que en muchas ocasiones, lo que finaliza en primer lugar es el ciclo de vida de un edificio, que puede ser provocado por causas ajenas a este, como por ejemplo la demolición de un edificio de viviendas para la construcción de un centro comercial. Sería más correcto apuntar que un determinado componente o elemento constructivo, se puede reciclar al final del ciclo de vida del edificio.

Continuando con este discurso podemos citar otro ejemplo; supongamos que nos encontramos con una estructura de acero que se encuentra en perfectas condiciones, pero que por alguna razón, la construcción será derribada o desconstruida. Este acero normalmente se reciclará debido a su alto valor añadido, sin embargo, las piezas no están deterioradas. La reutilización de estas piezas debería ser la primera opción, ya que es la alternativa que consume menos energía. Por otra parte, hay que tener en cuenta el grado de dificultad, ya que los nuevos proyectos suelen utilizar componentes con unas dimensiones distintas al material que desearíamos reutilizar.

En el caso de los metales, el reciclado es una práctica habitual, entre otras cosas debido al mercado existente; es decir, al precio que los grandes recicladores pagan a los recuperadores, según se ha explicado en los apartados 3.3.1.5 en el caso de los aceros y 3.3.2.5 en el caso del aluminio.

El concepto del reciclaje lo podemos observar continuamente en la naturaleza, donde sólo encontramos como aporte externo la energía solar. El reciclado consiste en la descomposición de la materia viva en nutrientes para otros animales o plantas; es decir, no se trata como residuo, sino como alimento. La descomposición se realiza mediante transformaciones químicas, con la única aportación exterior de la radiación solar. En la naturaleza podemos observar el ciclo del agua, con las transformaciones del estado físico del agua debido también a la acción del sol.

Trasladando estas ideas a la arquitectura, no deberíamos considerar como reciclados todos los materiales que finalizan sus ciclos de vida y vuelven al ciclo industrial. Debido a que existen materiales que necesitan de una gran cantidad de materia prima virgen para su nueva conformación, como el hormigón, y otros que disminuyen sus prestaciones a lo largo de pocos ciclos de reciclado.

Si el concepto del reciclaje practicado actualmente en la arquitectura, se aplicara en la naturaleza, seguramente nos encontraríamos con animales “híbridos”. Estos seres tendrían partes de otros animales, debido a los residuos de mala calidad y a la pérdida de prestaciones a lo largo de los ciclos de “nacimiento y de muerte”; de la misma forma que ocurre con muchos productos de construcción. La analogía puede parecer absurda, pero se utiliza para resaltar que no se pueden tratar todos los materiales, procesos de diseño y fabricación de la misma manera. Una viga de hormigón que se tritura para

utilizarse como árido para un nuevo hormigón, no puede tener la misma clasificación de reciclado que una viga de acero, ya que en el primer caso no se produce el cierre del ciclo de los materiales.

En base a esto, es importante exponer algunas definiciones relativas a los materiales y componentes, que en la actualidad se clasifican como reciclados. Los materiales para la construcción que finalizan al menos un ciclo de vida, se podrán clasificar según los siguientes términos: reciclado, infraciclado²⁷, reutilizado e infrautilizado¹.

Reciclado: un material o componente reciclado es aquel que sufre al menos una transformación química de su estructura interior, o un cambio de estado físico. Mantiene sus propiedades iniciales, y no tiene porque tener la misma función del ciclo de vida anterior. Un ejemplo es el reciclado de los metales, que puede llegar a ser casi del 100%, lo que depende de la calidad del producto recogido. También se considera como reciclaje, el caso la madera serrada que no contiene elementos tóxicos, y que vuelve al ciclo biológico al finalizar su ciclo de vida o el del edificio.

Infraciclado: un material o componente infraciclado es aquel que sufre al menos una transformación química de su estructura interior, o un cambio de estado físico. Sufre una reducción de sus características iniciales, y no tiene porque tener la misma función del ciclo de vida anterior. Los plásticos derivados del petróleo se incluyen en esta clasificación, ya que van perdiendo sus propiedades iniciales a lo largo de sus ciclos de vida.

Reutilizado: un material o componente reutilizado es aquel que no sufre ninguna transformación química de su estructura interior, o un cambio de estado físico. Mantiene sus propiedades iniciales, y no tiene porque tener la misma función del ciclo de vida anterior. Una viga de madera puede ser un ejemplo de material reutilizado, ya que se puede reutilizar al final del ciclo de vida de un determinado edificio como viga o como suelo.

²⁷ Las definiciones **Infraciclado** e **Infrautilizado** fueron acuñados por el autor

Infrautilizado: un material o componente infrautilizado es aquel que no sufre ninguna transformación química de su estructura interior, o un cambio de estado físico. No mantiene sus propiedades iniciales, y no tiene la misma función del ciclo de vida anterior del componente. Como ejemplos encontramos el ladrillo cerámico y el hormigón estructural, que se trituran para utilizarse como áridos para relleno o para futuros hormigones.

A partir de los análisis realizados durante este trabajo, se propone la tabla 5.1, donde se clasifican los materiales de construcción según los conceptos anteriores. La tabla se divide en dos partes, de manera que la primera indica a que tipo de ciclo pertenece cada material: industrial, biológico o híbrido. En la segunda parte se definen las posibilidades de utilización de los materiales.

Tabla 5.1 - Posibilidades para algunos materiales al final de su ciclo de vida o del edificio

Material	Componente	Ciclo			Posibilidades al final del ciclo de vida			
		Industrial	Biológico	Híbrido	Reciclado	Infraciclado	Reutilizado	Infrautilizado
Metal	Perfil de aluminio	X			X		X	
	Perfil de acero	X			X		X	
	Cobre - cables eléctricos	X			X			
	Placas de cobre	X			X			
Plástico	Tubo de polietileno	X				X		
	Fibra PET	X				X	X	
	PVC	X				X		
Pétreo	Hormigón	X						X
	Mortero	X						X
	Ladrillo	X					X	X
	Piedra		X				X	X
Madera	Laminada colada			X			X	X
	Tablero contrachapado			X			X	X
	Maciza sin tratar		X		X ⁽¹⁾		X	X
	Maciza con tratamiento			X			X	X
Vidrio	Vidrio templado	X			X	X	X	
	Vidrio laminado	X			X ⁽²⁾	X	X	
Otros	Lana de oveja			X			X	
	Aislante de celulosa		X		X ⁽¹⁾			

Nota

(1) material reciclado en el ciclo biológico

(2) El butiral del vidrio laminado actualmente no se recicla. Tiene como destino el vertedero.

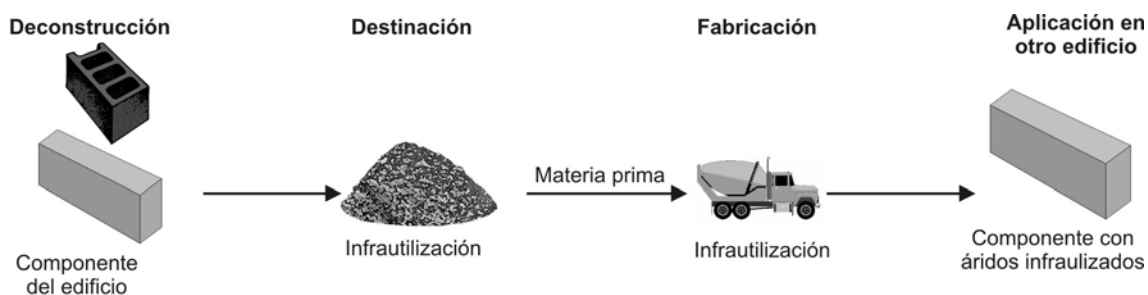
En la tabla se observa que los materiales pétreos y las maderas con un porcentaje de resinas, son los productos con un mayor índice de infrautilización al final del ciclo de sus vidas o del edificio.

El ciclo híbrido contiene tanto el ciclo industrial, como el biológico. Un ejemplo de material híbrido podría ser un tablero contrachapado realizado con madera y resinas derivadas del petróleo. En la figura 5.1 se muestra este ejemplo, con los posibles destinos para la madera al final del ciclo de vida del componente o del edificio.



Figura 5.1 – Posibles destinos para la madera al final del ciclo de vida del componente o del edificio. En el caso de su tratamiento químico, el compostaje no es adecuado debido a la contaminación ambiental producida por estas sustancias.

En el caso de los materiales pétreos se debe a la imposibilidad de transformar los materiales a su estado puro inicial. La figura 5.2 muestra el destino más común para los materiales pétreos.



Nota: el reuso de los componentes de hormigón es técnicamente posible en el caso de componentes prefabricados

Figura 5.2 – Destino más común para los materiales pétreos al final del ciclo de vida del componente o del edificio.

Los plásticos derivados del petróleo sufren en su mayoría un infraciclado, debido a los sucesivos ciclos de vida que disminuyen sus propiedades iniciales. En relación a los metales, se pueden tanto reutilizar como reciclar (figura 5.3). En el caso de los cables del cobre, parte del plástico experimenta un infraciclado.



Figura 5.3 – Posibles destinos para los metales al final del ciclo de vida del componente o del edificio.

El vidrio puede generar tanto procesos de reciclaje como infraciclaje o reutilización. Para fabricar ventanas con vidrio reciclado, este debe ser de alta calidad. Cuando el vidrio de las ventanas se destina a la fabricación de botellas se produce un infraciclado, de forma que no se requiere una materia prima de elevada calidad, siendo menor el valor añadido del producto.

Los productos clasificados como híbridos, contienen materiales orgánicos (como por ejemplo la lana de oveja), y resinas derivadas del petróleo en su composición. En estos casos, la materia orgánica no podrá completar su proceso de biodegradación. En el caso de la celulosa utilizada como aislante térmico, si que se puede completar este proceso natural, porque no se utilizan resinas para su formación; de forma que sólo se necesita agua para proyectar el aislante en los cerramientos.

5.2 Impacto ambiental de los edificios de viviendas contruidos con materiales vírgenes y reciclados

Los valores de la energía incorporada, y del dióxido de carbono emitido para la producción de los materiales, ya sean vírgenes o reciclados (como se ha visto en el capítulo 3), han sido extraídos de artículos científicos y de bibliografía especializada sobre el tema. La tabla 5.2 muestra estos datos, y su fuente de procedencia.

El valor de la energía incorporada para el acero totalmente reciclado, se encuentra entre 8,8-11,8 MJ/kg de material, con un promedio de 9,9 MJ/kg. El rango de valores encontrado para el dióxido de carbono es más amplio, entre 0,45-1,00 kgCO₂/kg de material; con un promedio de 0,68 kgCO₂/kg de material. Se puede observar que la diferencia existente en relación a los valores de la energía incorporada y del CO₂, entre los materiales vírgenes y de segunda fusión es muy elevada. En el caso de los aceros de primera fusión la energía incorporada es 3 veces mayor, respecto a los aceros de segunda fusión; con unos valores 4 veces más elevados respecto a las emisiones de CO₂.

El acero galvanizado posee más energía incorporada y CO₂ que el acero utilizado en las estructuras de hormigón, debido al proceso de protección del acero con zinc. La energía incorporada del acero galvanizado reciclado es un 40 % mayor, que la del acero reciclado sin la capa protectora de zinc; a causa del proceso de galvanización y al hecho de que el zinc utilizado normalmente no suele ser reciclado. Además de los valores atribuidos a los materiales vírgenes y reciclados, también encontramos la alternativa, con un contenido actual de reciclado que no llega al 100 % (en el caso de los metales y de otros productos aislados). Cada metal tiene su contenido reciclado basado a partir de su producción reciclada sobre la producción total.

Tabla 5.2 – Datos ambientales de algunos materiales vírgenes y reciclados

Material	MJ/kg	kgCO ₂ /kg	Fuente
Acero			
Virgen	29,2	2,77	Hammond y Jones, 2011
	32	2,5	Ashby, 2009
Actual (42 % reciclado)	22,3	1,74	Ashby, 2009
100 % reciclado	8,8	0,45	Hammond y Jones, 2011
	9	1	Berge, 2009
	11,8	0,563	HU et al, 2006
	10,8	-	Worldsteel, 2009
	10	-	Fujii et al, 2005
	9	0,7	Ashby, 2009
Acero galvanizado			
Virgen	36,2	2,759	Ashby, 2009 ⁽⁶⁾
Actual (42 % reciclado)	26,5	2	Ashby, 2009 ⁽⁶⁾
100 % reciclado	14,2	1,013	AGA, 2009 ⁽⁶⁾
Acero inoxidable			
Virgen	81	5,05	Ashby, 2009
	56,7	6,15	Hammond y Jones, 2011
	79	5,3	Johnson et al, 2008
Actual (37 % reciclado)	59,5	3,71	Ashby, 2009
	53	3,6	Johnson et al, 2008
100 % reciclado	23	3,9	Fujii et al, 2005
	23	1,45	Ashby, 2009 ⁽⁴⁾
	26	1,6	Johnson et al, 2008
Aluminio			
Virgen	218	12,79	Hammond y Jones, 2011 ⁽²⁾
	220	12	Ashby, 2009 ⁽²⁾
Actual (33 % reciclado)	155	9,16	Hammond y Jones, 2011 ⁽²⁾
100 % reciclado	8	0,506	EAA, 2008 ⁽¹⁾

	13,6	-	Schlesinger, 2007 ⁽¹⁾
	23	1,212	EAA, 2008 ⁽²⁾
	24,8	1,515	Ashby, 2009 ⁽²⁾
	29	1,81	Hammond y Jones, 2011 ⁽²⁾
Cobre			
Virgen	71	5,25	Ashby, 2009
	57	3,81	Hammond y Jones, 2011
	85	6	Berge, 2009
Actual (37 % reciclado)	42	2,71	Hammond y Jones, 2011
100 % reciclado	18	-	Reuter, 1998 ⁽³⁾
	18,5	1,3	Ashby, 2009
	16,5	0,84	Hammond y Jones, 2011
Polietileno			
Virgen	81	2,1	Ashby, 2009 ⁽⁴⁾
	84,4	2,52	Hammond y Jones, 2011
100 % reciclado	34	0,865	Ashby, 2009 ⁽⁴⁾
PVC			
Virgen	81,5	2,4	Ashby, 2009 ⁽⁴⁾
	85	3	Berge, 2009
	67,5	3,23	Hammond y Jones, 2011
100 % reciclado	34	1,007	Ashby, 2009 ⁽⁴⁾
Plástico mezclado			
100% reciclado	16	0,39	ERT, 2008 – 100%
	28	0,682	ERT, 2008 – 80%
Vidrio			
Virgen	15	0,91	Hammond y Jones, 2011
	15,5	0,85	Ashby, 2009 ⁽⁴⁾
100 % reciclado	6,82	0,375	Ashby, 2009 ⁽⁴⁾
	11,5	0,59	Hammond y Jones, 2011
Hormigón			
Virgen	1,15	0,14	Ashby, 2009 ⁽⁴⁾
	1,5	0,18	Berge, 2009
	0,82	0,12	Hammond y Jones, 2011
Yeso laminado			
Virgen	6,7	0,39	Hammond y Jones, 2011
	5	0,25	Berge, 2009
Tablero contrachapado			
Virgen	25	0,75	Berge, 2009
	15	0,75	Hammond y Jones, 2011
	15	0,75	Ashby, 2009 ⁽⁴⁾
Gres			
Virgen	12	0,78	Hammond y Jones, 2011
80 % reciclado	9,8	0,529	CAATEEB, 2010 ⁽⁷⁾
Celulosa			
98 % reciclado	27	0,3	Berge, 2009
	2,2	-	Hammond y Jones, 2011
Ladrillo			
virgen	3	0,24	Hammond y Jones, 2011
	2,8	0,215	Ashby, 2009 ⁽⁴⁾

Nota:

- 1) Lingote de aluminio
- 2) Productos extrudidos o laminados
- 3) 70 % de contenido reciclado
- 4) Promedio de los valores
- 5) Contenido reciclado actual de apenas un 2 %
- 6) Composición elaborada a partir del promedio de la energía incorporada y del CO₂ del acero reciclado, con la energía incorporada y CO₂ del zinc en el proceso de galvanización
- 7) Dato facilitado por el fabricante en su página de internet (<http://www.thegreenpipe.com.au/environ.html>)
Col·legi d'Aparelladors, Arquitectes Tècnics i Enginyers d'Edificació. Declaración ambiental del producto de gres con un 80 % de material reciclado de preconsumo (Agenda de la construcció sostenible, 2010b)

El acero inoxidable reciclado presenta unas diferencias similares al acero carbono, con unos valores de la energía incorporada 3 veces menores respecto al acero inoxidable virgen. El aluminio y el cobre reciclado, presentan aún más diferencias en relación a los correspondientes metales de primera fusión. Entre 4 a 5 veces mayor es el valor de la energía incorporada del cobre virgen, y unas 8,5 veces la del aluminio primario.

El dióxido de carbono emitido en la fabricación del aluminio metálico primario, es del orden de 8 veces superior al aluminio de segunda fusión. La relación entre las energías incorporadas, y el dióxido de carbono de los plásticos vírgenes respecto a los reciclados, es de aproximadamente de 2 a 3 veces mayor para los plásticos reciclados (dependiendo del tipo de plástico considerado).

Los datos de la energía incorporada y del CO₂ del vidrio reciclado, son aproximadamente la mitad respecto al vidrio de primera fusión. En el caso del hormigón reciclado, los valores son iguales a los del hormigón convencional, debido a que el cemento es el responsable de casi toda la energía incorporada y del CO₂ emitido. Además, como se ha visto anteriormente, el balance positivo de la absorción del CO₂ por parte del hormigón machacado, se anula debido al CO₂ emitido por la maquinaria.

Los cálculos de estos dos valores ambientales están relacionados directamente con la masa de los materiales de construcción utilizados en los edificios. Mercader (2010) cuantificó las masas de 10 edificios de viviendas de Sevilla en su tesis de doctorado. El promedio de las masas de los edificios y sus materiales se muestra en la tabla 5.3.

Tabla 5.3 – Principales materiales utilizados en los casos de estudio elaborados por Mercader (2010), así como sus respectivas masas y porcentajes en la vivienda

Principales materiales	Masa (kg/m²)	Masa vivienda (%)
Hormigón	1026,68	50,24
Acero estructural	30,85	1,51
Cerámico	132,61	6,49
Agua	95,83	4,69
Mortero	93,38	4,57
Terrazo	43,31	2,12
Hormigón celular	31,25	1,53
Áridos	467,14	22,86
Cemento	29,41	1,44
Yeso laminado	22,47	1,1
Yeso y escayola	20,42	1
Otros	50,26	2,46
Total	2043,61	100

Se puede comprobar que los materiales pétreos dominan la masa de los edificios. La tabla 5.4 y el gráfico 5.1 muestran la energía incorporada necesaria para la producción de los materiales de construcción convencionales, y para los materiales metálicos totalmente reciclados. Sólo se consideran los metales como reciclados, porque realmente son los únicos que pueden pasar por este proceso al final de su ciclo de vida o del ciclo de vida del edificio; los plásticos actualmente no se reciclan y tienen una masa muy baja dentro de todo el conjunto.

Tabla 5.4 – Energía incorporada de los materiales vírgenes y reciclados por m²

Principales materiales	Consumo energético			
	Virgen		Reciclado	
	(MJ/m ²)	(%)	(MJ/m ²)	(%)
Acero estructural	994,01	19,49	305,41	7,51
Acero galvanizado	188,05	3,69	73,76	1,81
Aditivos	680,38	13,34	680,38	16,74
Aluminio	226,46	4,44	26,47	0,65
Betún	74,02	1,45	74,02	1,82
Yeso laminado	131,45	2,58	131,45	3,23
Cemento	132,34	2,59	132,34	3,26
Cerámico	135,51	2,66	135,51	3,33
Cobre	44,63	0,87	11,1	0,27
Gres	75,56	1,48	75,56	1,86
Hormigón	1190,95	23,35	1190,95	29,3
Hormigón celular	125	2,45	125	3,08
Mortero	124,19	2,43	124,19	3,06
Neopreno	179,68	3,52	179,68	4,42
Otros	456,95	8,96	456,95	11,24
PVC	80,98	1,59	80,98	1,99
Temple	160,84	3,15	160,84	3,96
Terrazo	99,6	1,95	99,6	2,45
Total	5100,6	100	4064,19	100

Según los datos anteriores, se comprueba la influencia de los metales reciclados en la energía incorporada de todo el conjunto, a pesar de que la masa de los metales en relación a todo el conjunto es muy baja.

Los metales corresponden a menos de un 2 % de la masa total, sin embargo, la energía incorporada de todo el sistema se reduce un 20,3 % con la utilización de productos metálicos reciclados, bajando de los 5.100 MJ/m² a casi 4.064 MJ/m². La diferencia total es de 1.036 MJ/m², siendo muy considerable para componentes que corresponden a menos de un 2 % de la masa total del edificio.

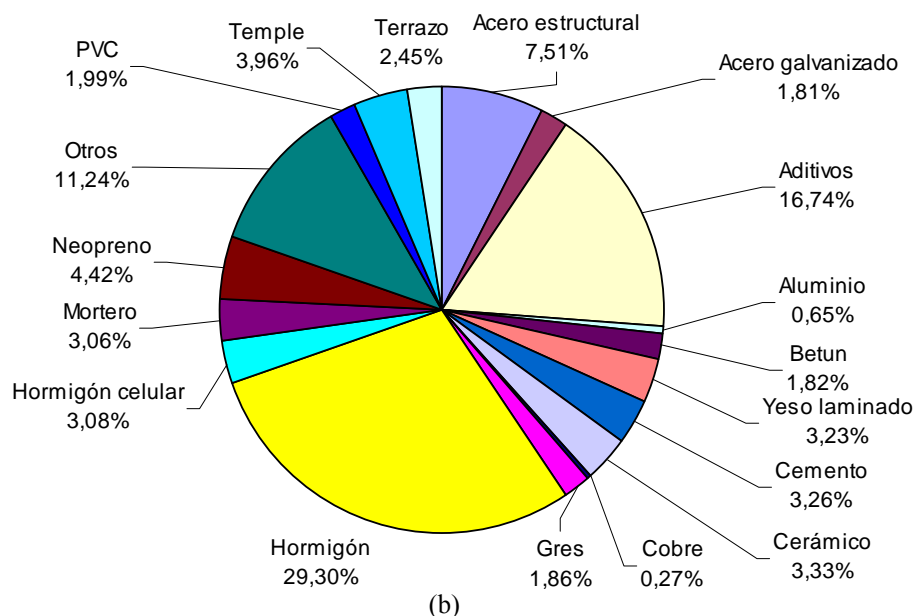
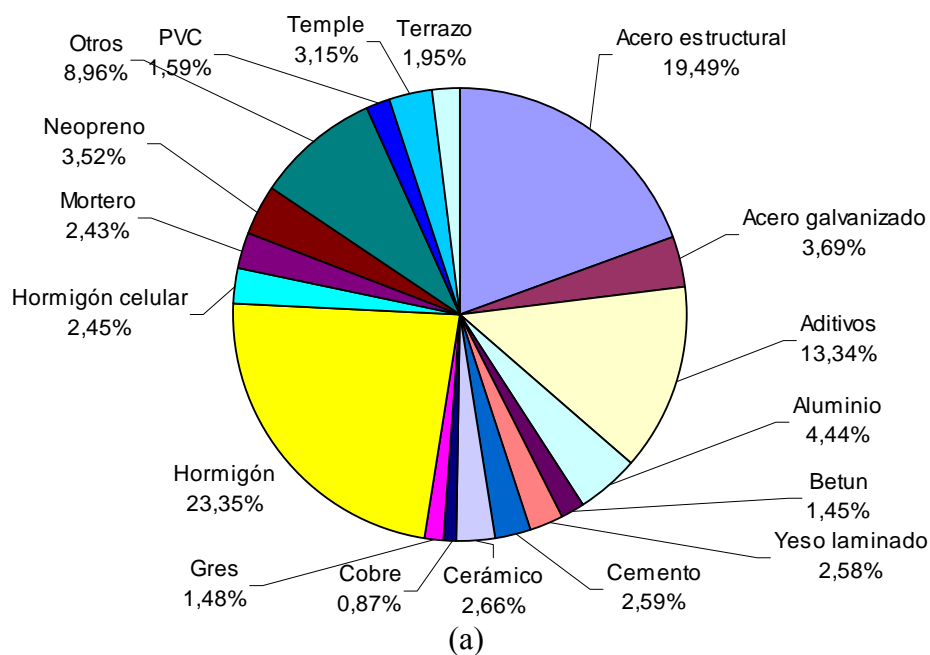


Grafico 5.1 – Porcentaje de la energía incorporada para la construcción de una vivienda utilizando (a) materiales vírgenes (MERCADER, 2010) y (b) metales totalmente reciclados

La tabla 5.5 y el gráfico 5.2 muestran el CO₂ equivalente emitido en la producción de los materiales de construcción convencionales, y en los materiales metálicos totalmente reciclados.

Tabla 5.5 – CO₂ de materiales vírgenes y reciclados

Principales materiales	Emisiones de CO ₂			
	Virgen		Reciclado	
	(kgCO ₂ /m ²)	(%)	(kgCO ₂ /m ²)	(%)
Acero estructural	81,29	13,62	20,91	4,06
Acero galvanizado	12,36	2,07	5,26	1,02
Aditivos	100,59	16,86	100,59	19,51
Áridos	14,02	2,35	14,02	2,72
Aluminio	12,81	2,15	1,56	0,30
Betún	10,83	1,82	10,83	2,1
Yeso laminado	7,19	1,2	7,19	1,39
Cemento	21,76	3,65	21,76	4,22
Cerámico	30,1	5,04	30,1	5,84
Cobre	3,15	0,53	0,67	0,13
Hormigón	164,27	27,53	164,27	31,87
Hormigón celular	8,44	1,41	8,44	1,64
Mortero	20,64	3,46	20,64	4,00
Neopreno	26,44	4,43	26,44	5,13
Otros	46,78	7,84	46,78	9,08
PVC	2,98	0,5	2,98	0,58
Temple	23,67	3,97	23,67	4,59
Terrazo	9,37	1,57	9,37	1,82
Total	596,69	100	515,48	100

El CO₂ de los metales tiene una gran influencia en el conjunto, al igual que sucede con la energía. En este caso se reduce un 9,5 %, con la utilización de productos metálicos reciclados, bajando de los 597 kgCO₂/m² a los 515 kgCO₂/m². Esta reducción no es tan acentuada como en el caso de la energía incorporada.

Como se ha visto en el capítulo 1.1.7; el área media útil de las viviendas plurifamiliares en España es de 102,2 m², y de 155,2 m² para las viviendas unifamiliares (PNRCD, 2006). La empresa LDC presentó un estudio sobre edificios, viviendas y comunidades en España, destacando que cada edificio plurifamiliar tiene 19 pisos de promedio (El País, 2010). Multiplicando el número de pisos por el área promedio de las viviendas se obtienen 1.941,80 m² de superficie útil por edificio.

Si la diferencia de la energía incorporada por metro cuadrado de vivienda, entre una construida con materiales vírgenes, y otra realizada también con materiales vírgenes pero con un 100 % de los metales reciclados es de 1.036 MJ/m²; se obtiene un ahorro de 2.011.704 MJ por edificio. Siguiendo el mismo proceso, en relación a las emisiones, se obtendría un ahorro de 159 toneladas de CO₂ por edificio.

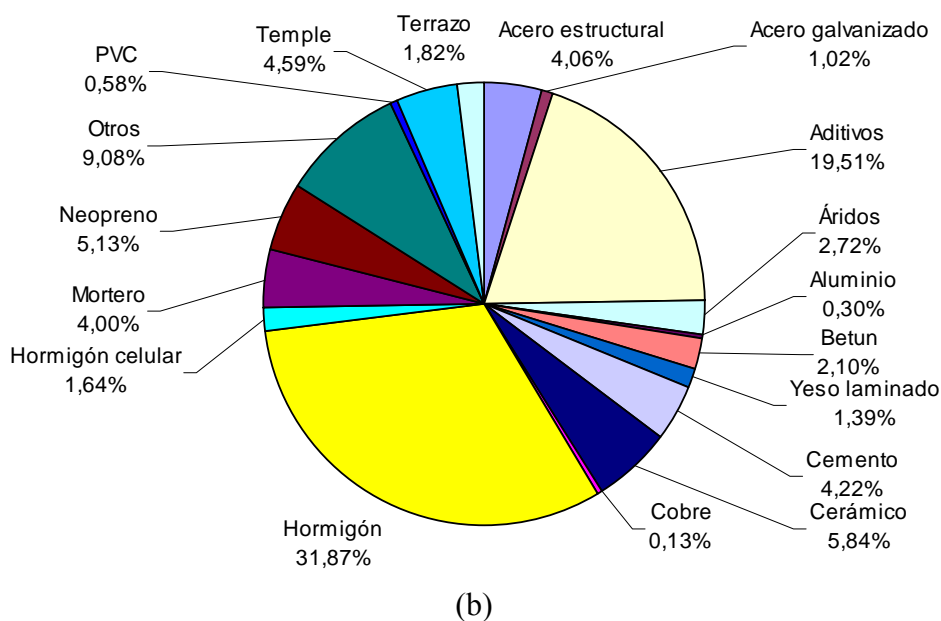
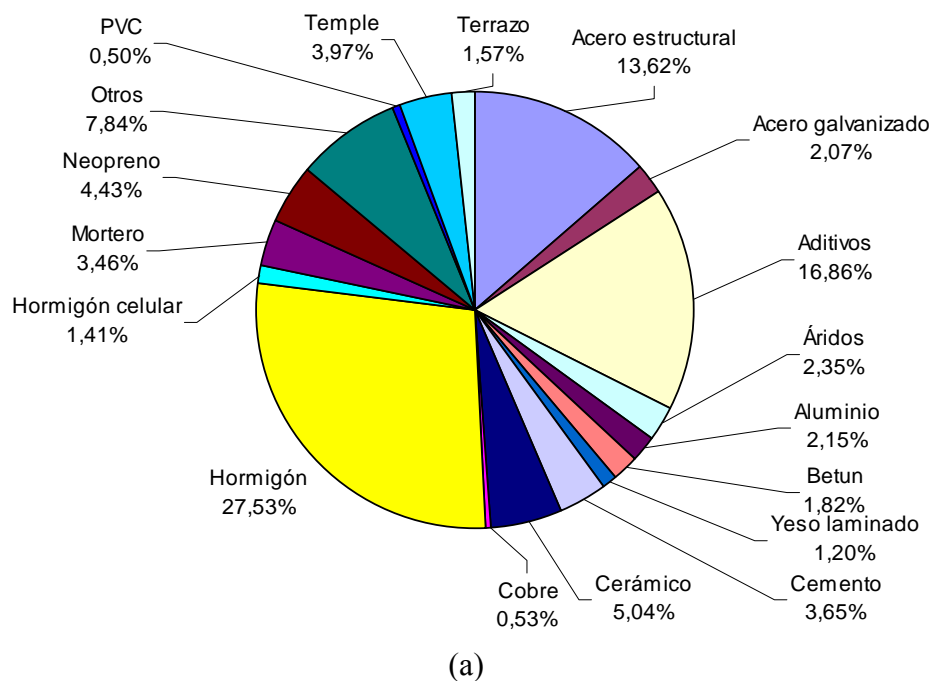


Grafico 5.2 – Porcentaje de dióxido de carbono emitido en la construcción de una vivienda utilizando (a) materiales vírgenes (MERCADER, 2010) y (b) metales totalmente reciclados.

5.3 Índice de reciclabilidad de los edificios

En el siguiente capítulo se propone un índice relativo a la estrategia de reciclabilidad de los materiales, componentes y elementos constructivos; como también del edificio. El concepto “índice de reciclabilidad”, se puede aplicar tanto en el diseño de un edificio, como al final del ciclo de vida del mismo.

En la fase de diseño del edificio se introducen los conceptos definidos anteriormente en relación a los materiales: reutilizado, reciclado, infrautilizado e infraciclado; además se añade la categoría de los materiales vírgenes no renovables. En la fase de la deconstrucción del edificio encontramos los siguientes términos: reciclado, infrautilizado, infraciclado; y se añade la opción del vertedero.

El propósito del método es analizar las cantidades de los materiales reutilizados, reciclados, infraciclados e infrautilizados, que entran en el proceso de construcción de un edificio. De la misma manera se realiza el análisis para los materiales de un edificio deconstruido al final de su ciclo de vida. La voluntad del método es que se utilice en los proyectos con la intención de mejorar las estrategias de reciclabilidad de los edificios.

La determinación del balance de la reciclabilidad de los materiales, se realiza tanto en la fase de construcción, como en la fase de deconstrucción de la edificación, de forma que ya se tenga en cuenta durante el proceso de diseño. En la tabla 5.6 se determina una jerarquía cualitativa para establecer la reciclabilidad de los edificios. Se asume que la mejor manera de reaprovechar los productos de construcción y demolición es mediante la reutilización.

La reutilización es el proceso que requiere menos energía para adecuar los componentes a sus nuevos usos, y conseguir unas prestaciones compatibles con las normativas vigentes en los edificios; además de generar un mínimo de residuos. A continuación, como proceso preferente encontramos el reciclaje, al cerrar el ciclo de los materiales de construcción. Dentro del proceso de reciclaje también se incluye el compostaje natural.

Seguidamente encontramos los materiales infraciclados, que pueden tener la misma función del ciclo de vida anterior sin la adición de materiales vírgenes. En el caso de la infrautilización, a pesar de requerir menos energía que el infraciclado, tiene un valor añadido más bajo, y necesita materiales vírgenes en la mayoría de aplicaciones. Estos productos también se utilizan con una función distinta a la de su ciclo de vida anterior.

Finalmente tenemos el vertedero como aplicación-destino, de manera que toda la energía contenida en los materiales y componentes no se aprovecha, además existe el riesgo de contaminar el medio ambiente por la acción de algunos elementos tóxicos.

Tabla 5.6 – Cuadro comparativo-cualitativo de los destinos propuestos en el método, con las respectivas categorías analizadas

Destino	Ahorro de energía y CO ₂	Reducción de residuos	Uso igual al ciclo de vida anterior	Prestaciones en los ciclos	Total
Reutilización	• • •	• • •	• • •	• • •	12
Reciclaje	• •	• •	• • •	• • •	10
Infraciclaje	• •	• •	• •	• •	8
Infrautilización	•	• •	•	•	5

Nota:

• poco • • medio • • • elevado

Los puntos totales en la tabla anterior definen la jerarquía del índice de reciclabilidad. El método establece una puntuación de 0 a 100; variando cada 25 puntos, de manera que sólo mediante la reutilización se puede llegar a los 100 puntos, o a 75 puntos con el reciclado. La figura 5.4 ilustra la jerarquía tanto para el diseño del edificio, como para su deconstrucción.

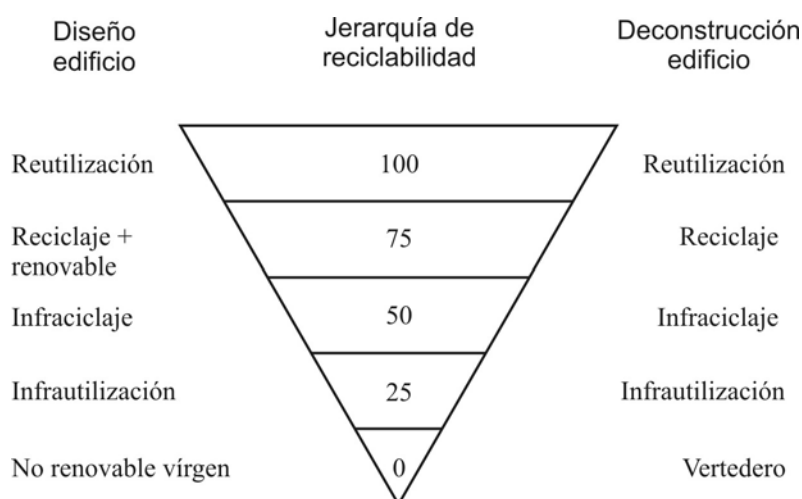


Figura 5.4 – Modelo de pirámide invertida donde se observa la jerarquía de destino, con la reutilización como mejor opción.

Para realizar el cálculo se deberán estimar las masas de los productos, en las fases de diseño y deconstrucción del edificio. En la etapa de diseño de un nuevo edificio se calcula la masa reutilizada, reciclada, infraciclada, infrautilizada y no renovable virgen. Se suma la masa total, para encontrar los porcentajes en masa de cada categoría. Estos porcentajes se escriben en formato decimal (50 % = 0,5); y se multiplican por el número correspondiente a cada categoría del modelo de la pirámide invertida (100, 75, 50, 25 ó 0)

Los valores resultantes se suman, obteniendo un valor entre 0 y 100. Si todos los materiales son vírgenes no renovables el índice de reciclabilidad sería 0, mientras que un valor de 100 significaría que todos productos del edificio se han reutilizado de construcciones anteriores. Este índice también se puede expresar en porcentaje.

Tras la identificación de la reciclabilidad de los materiales entrantes en el nuevo edificio, se realiza lo mismo para los materiales al final del ciclo de vida de la edificación. La única diferencia respecto al proceso anterior, es la sustitución de la categoría de materiales vírgenes no renovables, por la categoría vertedero. En este caso, el valor 0 designa que todos los materiales tienen como destino el vertedero, y el 100 establece que todos los productos de un edificio podrán ser reutilizados en otras edificaciones.

Los arquitectos deberían encontrar soluciones que utilicen materiales reutilizados o con un alto contenido de material reciclado en sus proyectos. De esta manera, el método se podría aplicar para determinar las posibles mejoras, y favorecer a las soluciones que integren procesos de reutilización y reciclaje; garantizando una reducción en los impactos ambientales generados por los materiales utilizados.

5.3.1 Índice de reciclabilidad de diseño en un edificio tipo de viviendas

La tabla 5.7 muestra las masas en kg/m^2 de los materiales más representativos establecidos a partir de la investigación de Mercader (2010), como se ha visto en el apartado 5.2. La tabla 5.8 genera el índice de reciclabilidad del diseño del edificio en función de los materiales y componentes escogidos para su construcción.

A partir de este punto se puede asumir que:

- Los materiales y componentes con un contenido reciclado, deben poseer ecoetiquetas ambientales o autodeclaraciones de las empresas a través de la ISO 14021.
- Todos los productos pétreos, como el hormigón y los ladrillos, se elaboran a partir de materias primas vírgenes.
- Los productos renovables se encuentran en la misma categoría que los productos reciclados, ya que se reciclan en el ciclo biológico al final del ciclo de vida.

- Los plásticos y los vidrios utilizados también se consideran como materiales vírgenes.

Tabla 5.7 – Cantidad y categoría de los materiales y componentes constructivos que formarán el nuevo edificio.

Material	Reutilizado	Reciclado + renovables	Infraciclado	Infrautilizado	No renovable virgen
Hormigón	-	-	-	-	1026,68
Acero estructural	-	-	-	-	30,85
Cerámico	-	-	-	-	132,61
Agua	-	-	-	-	95,83
Mortero	-	-	-	-	93,38
Terrazo	-	-	-	-	43,31
Hormigón celular	-	-	-	-	31,25
Áridos	-	-	-	-	467,14
Cemento	-	-	-	-	29,41
Yeso laminado	-	-	-	-	22,47
Yeso y escayola	-	-	-	-	20,42
Otros	-	3,46*	-	-	46,80
Total (kg/m²)	0	3,46	0	0	2040,15
Total (%)	0	0,17	0	0	99,83

* Componentes de madera: tablones, listones, puertas y tapajuntas

Tabla 5.8 - Índice de reciclabilidad del diseño del edificio.

	Reutilizado	Reciclado + renovables	Infraciclado	Infrautilizado	No renovable virgen
Masa (kg/m ²)	0	3,46	0	0	2040,15
Porcentaje	0	0,017	0	0	99,83
Decimal	0	0,0017	0	0	0,9983
Jerarquía	100	75	50	25	0
Puntos	0	0,13	0	0	0
Índice de Reciclabilidad de diseño	0,13				

La categoría “No renovable virgen”, penaliza a la mayoría de los materiales y componentes multiplicándolos por cero. La suma de puntos totales es 0,13; pertenecientes a la categoría de reciclados/renovables; que evidencia la casi inexistencia de reciclabilidad en la construcción del edificio.

Para aumentar los puntos de reciclabilidad, se proponen los siguientes cambios:

- todos los metales utilizados serán 100 % reciclados.
- los elementos cerámicos como los ladrillos serán infrautilizados.
- las baldosas de gres utilizadas tendrán un 80 % de materia infrautilizada.
- los plásticos serán infraciclados.

- los áridos de hormigones antiguos serán infrautilizados al 20% de los áridos gruesos según la normativa española, y la grava estará formada por áridos de hormigones antiguos.

La tabla 5.9 muestra la distribución de los materiales con las nuevas directrices; junto con la tabla 5.10 que establece el nuevo valor de la reciclabilidad.

Tabla 5.9 – Nueva distribución de los materiales y componentes constructivos que formarán el nuevo edificio

Material	Reutilizado	Reciclado + renovables	Infraciclado	Infrautilizado	No renovable virgen
Hormigón	-	-	-	82,14 ^(a)	944,54
Acero estructural	-	30,85	-	-	-
Cerámico	-	-	-	5,04 ^(b)	127,57
Agua	-	-	-	-	95,83
Mortero	-	-	-	-	93,38
Terrazo	-	-	-	-	43,31
Hormigón celular	-	-	-	-	31,25
Áridos	-	-	-	30,27 ^(b)	436,87
Cemento	-	-	-	-	29,41
Yeso laminado	-	-	-	-	22,47
Yeso y escayola	-	-	-	-	20,42
Otros	6,24 ^(c)	0,63 ^(d) + 3,46 ^(e)	1,04 ^(f)	-	38,89
Total (kg/m²)	6,24	34,94	1,04	117,45	1883,94
Total (%)	0,30	1,71	0,05	5,75	92,19

Nota:

- a – Grava utilizada con el 20 % de áridos gruesos de hormigones infrautilizados
- b – Referente a la cantidad de gres infrautilizado, 80% de la masa de las baldosas
- c – Referente a otros metales: chapas de acero galvanizado e inoxidable, y perfiles de ventanas de aluminio
- d – Referente a las tuberías de cobre
- e – Referente a los componentes de madera: tabloncillos, listones, puertas y tapajuntas
- f – Referente al vidrio y a los plásticos que pueden ser infraciclados, como el polietileno y el PVC

Tabla 5.10 – Aumento del índice de reciclabilidad de diseño del edificio

	Reutilizado	Reciclado + renovables	Infraciclado	Infrautilizado	No renovable virgen
Masa (kg/m ²)	6,24	34,94	1,04	117,45	1883,94
Porcentaje	0,30	1,71	0,05	5,75	92,19
Decimal	0,003	0,0171	0,0005	0,0575	0,9219
Jerarquía	100	75	50	25	0
Puntos	3	1,28	0,025	1,44	0
Índice de Reciclabilidad de diseño	5,74				

El índice nuevo multiplica por 44 el valor obtenido en la primera solución, con un total de 5,74. El valor del 3 % de reutilización representa más del 50 % del nuevo índice, con estos datos se demuestra la importancia de la reutilización. El porcentaje de materiales reciclados (1,71 %) también contribuye de manera significativa a aumentar el índice total; aunque todavía se nota la gran masa de materiales no renovables vírgenes

utilizados, principalmente en la estructura y en los morteros (92,19 %), que no aportan puntos en el total del conjunto.

5.3.2 Índice de reciclabilidad en la deconstrucción en un edificio tipo de viviendas

De la misma forma que se realizaron los cálculos para determinar el índice de reciclabilidad de diseño de un edificio tipo de viviendas; se procede a la cuantificar la reciclabilidad de deconstrucción del mismo edificio. El proceso es el mismo que en la etapa anterior, sólo intercambiando la categoría de “no renovable virgen”, por la categoría de “vertedero”.

La tabla 5.11 muestra las masas en kg/m^2 de los materiales más representativos extraídos de la investigación de Mercader (2010), que se puede ver en el capítulo 5.2. Hay que recordar que los valores finales, son el resultado de un promedio de varios edificios estudiados en dicho trabajo.

En este apartado se asume que en los cálculos de las masas:

- Hasta los componentes más pequeños se recuperan para su reutilización, como las cerraduras y bridas de acero galvanizado para conductos.
- Todos los componentes de acero, como las chapas, se pueden reutilizar debido a sus conexiones atornilladas.
- Todo el acero estructural puede ser recuperado para su posterior reciclaje.
- Los inodoros, duchas, otros equipos de baño y cocina, se pueden retirar y reutilizar (sin embargo su reutilización es difícil de garantizar, ya que estos aparatos se pueden sustituir por otros con mejores prestaciones, o por cuestiones de estética). De esta manera, estos aparatos tienen como destino el reciclaje o una infrautilización, dependiendo del equipo.
- Las puertas de madera y de acero se reutilizan, así como las ventanas de aluminio.

- Los vidrios sufren un infraciado, ya que en la realidad casi todo el vidrio de las ventanas se utiliza para fabricar botellas.
- Los materiales pétreos, entre ellos el hormigón, las baldosas cerámicas, las piezas de mármol o los ladrillos cerámicos; se infrautilizan.
- Los plásticos se destinan al vertedero, ya que las industrias del plástico no aceptan materiales de postconsumo procedentes de edificios.
- Los materiales con una masa inferior a 10 kg/m^2 , se agruparon como “otros” en cada categoría. Exceptuando al acero, al vidrio y a los plásticos para saber su masa real en la edificación.
- Aparatos como los calentadores de agua, y los extintores de incendios se reutilizan.

Tabla 5.11– Masa de los principales materiales de construcción y sus probables destinos. La cantidad especificada se encuentra en kg/m^2 de área construida

Material	Reutilizado	Reciclado	Infraciado	Infrautilizado	Vertedero
Hormigón	-	-	-	1026,68	-
Acero estructural	-	30,85	-	-	-
Cerámico	-	-	-	132,61	-
Mortero	-	-	-	93,38	-
Terrazo	-	-	-	43,31	-
Hormigón celular	-	-	-	31,25	-
Áridos	-	-	-	467,14	-
Cemento	-	-	-	29,41	-
Yeso laminado	-	-	-	-	22,47
Yeso y escayola	-	-	-	-	20,42
Otros	$26,90^{(a)} + 1,62^{(b)}$	$0,63^{(c)} + 1,84^{(d)}$	$1,04^{(e)}$	-	18,23
Total (kg/m^2)	28,52	33,32	1,04	1823,78	61,12
Total (%)	1,46	1,71	0,05	93,64	3,14

Nota:

a – Referente a otros metales: chapas de acero galvanizado e inoxidable y perfiles de ventanas de aluminio

b – El valor se debe a los tablones de madera

c – Referente a las tuberías de cobre

d – Referente a los componentes de madera: listones, puertas y tapajuntas;

e – Referente al vidrio y a los plásticos que se pueden infraciclar, como el polietileno y el PVC

La masa de agua para la construcción del edificio no fue considerada en la etapa de deconstrucción

Según la tabla anterior se comprueba, que la cantidad de componentes reutilizados o reciclados es muy baja, con un 1,46 % y un 1,71% respectivamente. Sin embargo, se puede asumir que casi todo el acero que se destina a la reutilización se puede reciclar. Los materiales y componentes destinados al vertedero suman un 3,14 %; pero la mayoría de los materiales sufre un proceso de infrautilización (si es necesario consultar las definiciones de los conceptos en el apartado 5.2). Se observa que los

materiales pétreos se infrautilizan, destacando al hormigón, que representa la mitad de la masa total de los edificios analizados por Mercader (2010).

Con los porcentajes de cada categoría se puede determinar el índice de reciclabilidad de deconstrucción. Este índice se puede entender también como un valor de calidad referente a los materiales que el edificio puede transmitir a futuras construcciones tras su deconstrucción (tabla 5.12).

Tabla 5.12 - Índice de reciclabilidad de deconstrucción del edificio

	Reutilizado	Reciclado	Infraciclado	Infrautilizado	Vertedero
Porcentaje	1,46	1,71	0,05	93,64	3,14
Decimal	0,0146	0,0171	0,0005	0,9364	0,0314
Jerarquía	100	75	50	25	0
Resultado	1,46	1,28	0,025	23,41	0
Índice de Reciclabilidad de deconstrucción	26,17				

En una escala de 0 a 100, un índice de 26,17 se puede considerar como bajo; debido a que casi el 94 % de la masa de los edificios analizados se encuentra en la columna de los materiales infrautilizados.

5.3.3 Índice de reciclabilidad de diseño y deconstrucción de algunos tipos de estructuras

Debido a la importancia de la masa de la estructura, dentro del conjunto del edificio; se han realizado investigaciones como la de Rabelo (2010), que comparó la energía incorporada y el dióxido de carbono para 3 tipos de estructuras posibles en un edificio: realizadas en hormigón, acero y madera.

En el trabajo realizado por Rabelo (2010) se buscó un edificio constituido por bloques repetidos, para que el cálculo estructural fuera más sencillo. La referencia de la investigación, es un edificio de viviendas construido en Barcelona. La planta baja y la planta tipo del edificio se pueden ver en la figura 5.5.

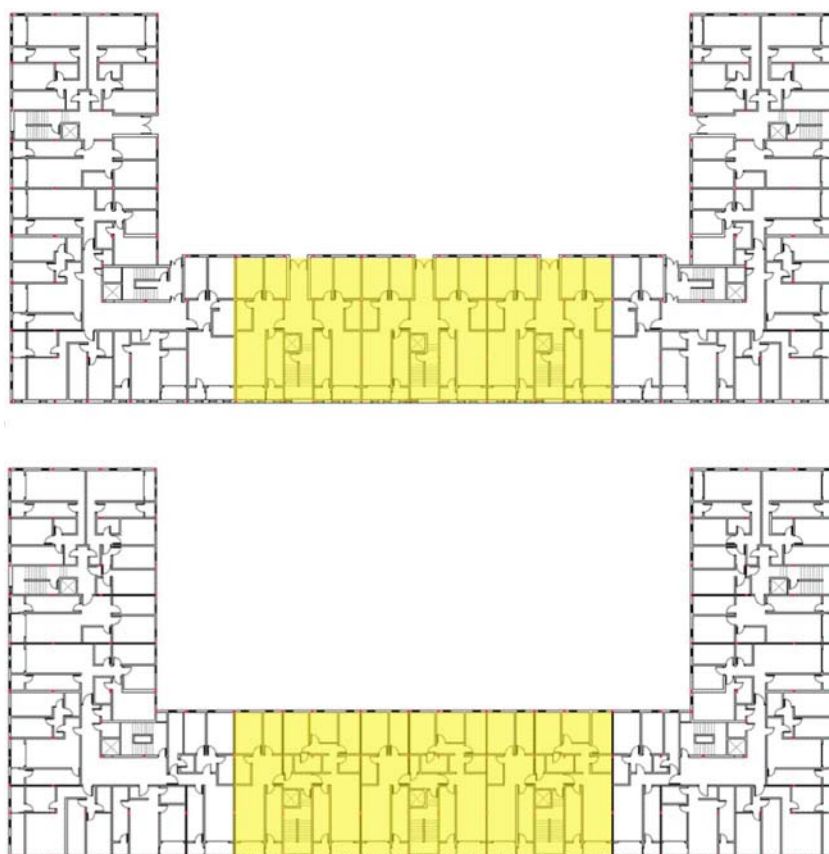


Figura 5.5 – (arriba) Planta baja y (abajo) Planta tipo del edificio analizado por Rabelo (2010)

En el primer ejemplo, la estructura de hormigón armado está compuesta por pilares y losas macizas de hormigón. La estructura de acero está formada por pilares, jácenas y viguetas de acero, con un forjado colaborante; mientras que la estructura de madera se compone de paneles contralaminados, forjado de tablero y viguetas de madera. La tabla 5.13 muestra la masa de cada tipo de estructura y sus materiales por m^2 . Los valores se refieren a un edificio tipo de 6 plantas.

Tabla 5.13 – Masa (kg) por m^2 de las diferentes estructuras analizadas. (Adaptado de Rabelo, 2010)

Material	Estructura de hormigón	Estructura de acero	Estructura de madera
Hormigón	452,75	202,48	-
Acero	17,41	42,38	-
Madera	-	-	141,18
Polímero	-	-	2,24
Total (kg/ m^2)	470,16	244,86	143,42

La estructura de hormigón tiene casi el doble de masa que la estructura de acero, mientras que la estructura de madera es la más ligera con diferencia. En la tabla 5.14, según estos datos, se puede calcular la reciclabilidad de diseño, de cada estructura analizada con los máximos que se pueden obtener con cada tipo de estructura.

Tabla 5.14 - Índice de la reciclabilidad de diseño de las diferentes estructuras para un mismo edificio tipo, con los máximos de reutilización y reciclaje

Estruct.	Material	Destino	Masa (kg/m ²)	(%)	Decimal	Jerarquía	Resultado	Reciclabilidad diseño
Hormigón	Hormigón	Virgen	416,53	88,6	0,963	0	0	4,7
		Infrautilizado	36,22	7,7	0,077	25	1,92	
	Acero	Reciclado	17,41	3,7	0,037	75	2,78	
Acero	Hormigón	Virgen	186,29	76,1	0,761	0	0	18,95
		Infrautilizado	16,19	6,6	0,066	25	1,65	
	Acero	Reutilizado	42,38	17,3	0,173	100	17,3	
Madera	Madera	Reutilizado	141,18	98,4	0,984	100	98,4	98,4
	Resina	Virgen	2,24	1,6	0,016	0	0	

Según los resultados de la tabla anterior, se comprueba que la estructura de madera, con 98,4 puntos, tiene el máximo grado de reciclabilidad de diseño entre los tipos de estructuras analizadas. En los casos de la estructura de acero (con un índice de 18,95), y la estructura de hormigón (4,7); lo que disminuye los índices es básicamente el hormigón infrautilizado.

En la tabla 5.15, según estos datos, se puede calcular la reciclabilidad para la deconstrucción, de cada estructura analizada.

Tabla 5.15 - Índice de la reciclabilidad para la deconstrucción, de las diferentes estructuras para un mismo edificio tipo

Estruct.	Material	Destino	Masa (kg/m ²)	(%)	Decimal	Jerarquía	Resultado	Reciclabilidad deconstrucción
Hormigón	Hormigón	Infrautilizado	452,75	96,3	0,963	25	24,07	26,85
	Acero	Reciclado	17,41	3,7	0,037	75	2,78	
Acero	Hormigón	Infrautilizado	202,48	82,7	0,827	25	20,67	37,97
	Acero	Reutilizado	42,38	17,3	0,173	100	17,3	
Madera	Madera	Reutilizado	141,18	98,4	0,984	100	98,4	100
	Resina	Reutilizado	2,24	1,6	0,016	100	1,6	

Según los resultados de la tabla anterior, se comprueba que la estructura de madera, con 100 puntos, tiene el máximo grado de reciclabilidad de deconstrucción, ya que todo el material se puede reutilizar en futuras construcciones. En los casos de la estructura de acero (con un índice de 37,97), y la estructura de hormigón (26,85); lo que disminuye los índices es básicamente el hormigón infrautilizado.

A los forjados de la estructura de acero (realizados con hormigón), le corresponden el 80 % de la masa de la estructura; y en el caso de la estructura de hormigón armado este porcentaje se eleva al 96 %, disminuyendo en ambos casos el índice de reciclabilidad de deconstrucción.

Los materiales pétreos fundamentalmente se infrautilizan al final de sus ciclos de vida o de los edificios contruidos con ellos. Los paneles de madera contralaminada utilizados como estructura en muros, vigas, forjados; así como en los cerramientos exteriores e interiores, se pueden reutilizar debido a la facilidad de reconstruir dicha estructura al poseer sistemas de fijación reversibles. Los tableros y las estructuras de madera tratadas químicamente, se infrautilizan, si no es posible una reutilización. Estas piezas recuperadas se pueden triturar y servir como materia prima en la elaboración de tableros. Es importante recordar, que los componentes de madera que contengan resinas o sustancias tóxicas, no se deben biodegradar ya que pueden perjudicar el medio ambiente.

6 Conclusiones de la tesis

Las conclusiones más relevantes de la presente tesis son las siguientes:

6.1 Referente a los procesos de reciclaje

De una manera u otra los materiales de construcción analizados pueden ser reciclados según la definición genérica de *reciclado* practicada hoy en día. Los métodos de *reciclado* practicados posibilitan transformar en materia prima lo que antes era considerado residuo. Siendo así, el residuo necesariamente no es un problema en sí mismo. El problema se encuentra en el tipo de residuo que se genera; son diferentes los residuos metálicos a los residuos pétreos, así como en la concepción del producto que originó el residuo, los productos fácilmente descomponibles tienen mayor facilidad para ser reciclados que aquellos que difícilmente se pueden separar sus materiales.

Las definiciones elaboradas en esta tesis sobre productos reciclados, infracicados, reutilizados e infrautilizados; se acercan más a la situación y realidad actual, ya que la mayoría de productos no cierran el ciclo de los materiales y por lo tanto no deberían recibir la clasificación de material reciclado.

Orgánicos - los materiales orgánicos provenientes de muchas industrias, como los *palets* del sector de transportes o los tableros contrachapados del sector de la construcción no necesitan grandes complicaciones para su infrautilización en tableros contrachapados de partículas. La madera es de fácil manejo y la cola envuelve las partículas de madera, de forma que las protege del ambiente exterior. De esta manera, la materia prima no necesita ser de elevada calidad. La madera serrada y que no posee

preservativos elaborados a partir de sustancias tóxicas puede ser reutilizada en el ciclo técnico o reciclada en el ciclo biológico. Las maderas que posean tales preservativos no pueden ser recicladas en el ciclo biológico, pues estas sustancias pueden dañar el ecosistema local. Los productos de madera con sustancias tóxicas tienen que entrar en el ciclo técnico como forma de impedir la contaminación ambiental por la biodegradación.

Pétreos - los materiales pétreos se encuentran presentes de varias formas, y tienen diferentes funciones en los edificios. El vidrio es un material que se puede reciclar innumerables veces, sin embargo un vidrio procedente de una ventana difícilmente volverá a tener la misma función, el material recogido debería ser de muy buena calidad, y esto hoy en día no se produce. Además, los diferentes tipos de óxidos utilizados en los vidrios planos como colorantes, no se pueden mezclar para no disminuir la calidad de los futuros vidrios. En este caso el vidrio sufre un proceso de infraciclado, en el 90 % de los casos tendrá un nuevo ciclo de vida como botellas.

El hormigón es muy utilizado en la edificación, siendo el responsable de más de la mitad de la masa de la construcción. Por lo tanto, es necesario realizar consideraciones específicas en relación al hormigón, debido a la gran escala de utilización en todo el mundo en la construcción.

Durante años se han realizado varios experimentos y análisis en los hormigones elaborados a partir de áridos de antiguos hormigones, vidrios, neumáticos y otros materiales, en sustitución de los áridos naturales. En primer lugar, se puede decir, que estas iniciativas reducen en parte el impacto ambiental, debido a la menor extracción de árido natural de la tierra. Pero por otro lado, el cemento que se utilizaría en la fabricación de un nuevo hormigón continúa siendo un material virgen. A pesar del cambio en la estrategia energética empleada para la calcinación del cemento, todavía se genera mucha contaminación atmosférica debido al dióxido de carbono emitido. Ni los estudios relacionados sobre la carbonatación del hormigón y la absorción del CO₂ solucionan totalmente el problema; ya que la cantidad de CO₂ absorbida hasta los 4 meses después de ser machacado es casi la misma que la emitida por las máquinas que machacan el hormigón y lo transportan.

El aspecto más interesante se encuentra en el reciclado del acero presente en estos hormigones, y la utilización del hormigón infraciclado en el mismo

emplazamiento de la futura construcción. La diversidad de los residuos y las mezclas que se forman en las plantas de reciclaje, dificultan su implementación; así como las menores prestaciones del hormigón realizado con áridos reciclados, respecto a los hormigones formados con áridos naturales.

Las iniciativas basadas en la introducción de residuos procesados en las mezclas del hormigón son positivas, desde el punto de vista de la disminución de los residuos producidos por otras industrias, como por ejemplo, los de la industria de los plásticos. Gracias a estas propuestas, la cantidad de áridos naturales requeridos en los nuevos hormigones es menor, implicando una reducción en el consumo energético debido al transporte; ya que la extracción de los áridos se produce lejos de los centros urbanos.

Sin embargo, estas aplicaciones no cierran el ciclo de los materiales. El ciclo continúa abierto, debido a que se continuará produciendo cemento en grandes cantidades, y extrayendo continuamente materias primas para otras industrias.

De esta manera la definición propuesta del infraciclaje, se identifica en estos áridos provenientes de hormigones que ya cerraron su primer ciclo de vida. Debido a que sólo una mínima parte de los áridos infracicladados se pueden incorporar en los nuevos hormigones, la energía incorporada de estos nuevos productos es prácticamente igual a la de los hormigones elaborados con materiales totalmente vírgenes.

Los demás materiales pétreos como el ladrillo, la teja, la baldosa, entre otros también sufren infraciclaje en su mayoría, puesto que sus estructuras internas y los métodos de readecuación actuales, no permiten que estos productos cierren el ciclo de los materiales. Mientras más mezclados se encuentren, serán necesarias más etapas para su separación, y por consiguiente aumentará el coste del proceso. Este trabajo de separación en las plantas de reciclaje no es perfecto, por lo que siempre encontraremos partículas no deseadas e impurezas.

Actualmente estos materiales se incorporan en otros productos como relleno; de esta manera el precio de los materiales pétreos que cerraron su primer ciclo de vida es muy bajo, por lo que el comercio se produce en un ámbito local. Sin embargo, tanto los ladrillos cerámicos, como las placas de mármol se pueden reutilizar, y los residuos de las baldosas cerámicas antiguas se pueden incorporar en nuevas baldosas. Existen opciones de ventas de materiales reutilizados como salvoweb.com o bauteilnetz.de. En

estos casos, el precio de mercado es más elevado, y el rango de operaciones se puede ampliar.

Metales - Los metales sí que poseen ciclos reales de reciclaje, posibilitando una reducción acentuada de la energía incorporada y de las emisiones de dióxido de carbono. El proceso de reciclaje, respecto a los metales de primera fusión, evita la generación de grandes cantidades de residuos a lo largo de toda la cadena de producción. De forma que no es necesaria la extracción de millones de toneladas de rocas, que se transformarían en residuos, así como la emisión de muchas sustancias tóxicas para el medio ambiente.

Hay que tener en cuenta que las operaciones de reciclado también generan residuos de forma indirecta, ya que la energía necesaria para estos procesos proviene en su mayoría de fuentes no renovables. En el caso del reciclado del aluminio, se generan residuos como las sales fundentes, que no tienen otra función después de su trabajo en los hornos. Estas sales se reutilizan algunas veces, pero al final de su ciclo se almacenan y se transportan hacia unas instalaciones especiales.

En el proceso de segunda fusión de los metales, las aleaciones se forman siguiendo los estándares de las normativas de los productos de primera fusión. Los elementos que conforman las aleaciones, poseen unos rangos que permiten la absorción de algunos elementos químicos, sin perjudicar la calidad de los productos finales.

Plásticos - los materiales termoplásticos pueden ser infraciclados, así como el PVC (termoplástico), que se puede infraciclar algunas veces. Sin embargo, el PVC contiene sustancias que pueden llegar a afectar a la salud humana dentro de ambientes internos; o en los vertederos al liberar sustancias que contaminan el suelo. Los termoestables como el policarbonato pueden ser infraciclados, pero son utilizados como relleno en otros productos plásticos debido a degradación sufrida por la cadena de polímeros.

6.2 Referente a los mercados de productos reciclados

El mercado de productos con materiales *reciclados* incorporados todavía es pequeño si comparado con la oferta de los productos convencionales. La disponibilidad de estos productos es pequeña y todavía está concentrada en los grandes centros urbanos. Se pudo observar que el mercado de los productos aislantes térmicos y acústicos con materiales *reciclados* incorporados es el que dispone de más opciones de entre los productos fabricados con materiales *reciclados*. Por otra parte, los productos formados a partir de materiales *reciclados* para instalaciones o para aplicaciones exteriores en fachadas son los que poseen menos ejemplos. Algunas de las razones para la preferencia en los materiales aislantes es que estos no necesitan soportar cargas, su oferta es elevada y su valor añadido puede ser aumentado. Además, los productos para los cerramientos exteriores exigen prestaciones elevadas para soportar las acciones de la naturaleza y mantener su integridad estructural a lo largo del ciclo de vida del material o del edificio.

También se observó que el mercado de productos con contenido *reciclado* tiende a ser local o regional, una vez que sería una incoherencia transportar productos de esta naturaleza en torno del planeta. Los gastos energéticos y las emisiones de dióxido de carbono para el transporte de dichos materiales podrían anular el beneficio conseguido con su incorporación en el producto final. La distancia para el establecimiento del mercado regional depende de la extensión territorial de cada país, pues las grandes ciudades tienden a estar más lejanas en los países con territorios mayores. La distancia regional recorrida para el transporte de los productos en estos países podría no estar de acuerdo en los países con menor extensión territorial.

6.3 Sobre las normativas de reciclaje

Se ha comprobado que la existencia de normativas relativas a los residuos de construcción y demolición, vistas en capítulos anteriores, facilitan la separación de los residuos más habituales que se pueden encontrar a pie de la obra. Por otra parte, hay que tener en cuenta que España no posee ninguna normativa referente al proceso de producción de una materia prima de elevada calidad, a partir de productos reciclados; con la excepción de una normativa relativa a algunos tipos de plásticos reciclados.

Se puede percibir que el campo de las normativas del proceso de reciclaje de los materiales de construcción todavía es incipiente. Países como la Inglaterra poseen normativas con el propósito de obtener una materia prima de alta calidad referente a los residuos. Estas normativas, como la PAS 104, se parecen a las normas ISO de las ecoetiquetas, o sea que las empresas no se encuentran obligadas a seguir las recomendaciones, pero el cumplimiento por parte de los fabricantes se considera una iniciativa importante.

Por su parte, la industria de los metales no utiliza normativas para el proceso de reciclado, pues los procesos de producción de los metales de segunda fusión son controlados exhaustivamente. Este control garantiza el cumplimiento de las normativas de los metales de primera fusión para los productos con contenido reciclado y hace que estos últimos puedan ser utilizados de la misma manera que los productos elaborados a partir de metales de primera fusión.

6.4 Sobre los sistemas de evaluación de edificios con bajo impacto ambiental

Los sistemas de evaluación de edificios con bajo impacto ambiental más conocidos internacionalmente posibilitan la certificación ambiental de un determinado edificio mediante la bonificación de créditos. Sin embargo, los dos sistemas estudiados presentan grandes diferencias entre ellos. Algún sistema como el LEED, la obtención de puntos depende del valor monetario del producto reutilizado o con contenido reciclado sobre el valor total de la obra. Así mismo, hay un límite para la obtención de puntos que es de 10% para el caso de materiales reutilizados y de 20% para los materiales *reciclados*. O sea, si un edificio es construido con materiales *reciclados* que representan más del 20% del coste total de la obra, los créditos dados por el sistema LEED serán iguales al que obtengan los edificios con un 20% de estos materiales.

Por otra parte, el BREEAM define sus puntos a partir de la masa de los materiales que intervienen en la obra así como de sus residuos que se regeeran. En el BREEAM existen dos tipos de evaluación; uno para la fase de diseño y otro para la fase de postconstrucción, el LEED no posee la fase de postconstrucción. La fase de diseño calcula las especificaciones realizadas en el proyecto, y la fase de postconstrucción tiene

como objetivo verificar si las partes que constituyen el nuevo edificio, fueron elaboradas conforme a las especificaciones del proyecto para determinar su puntuación final.

Una crítica que se puede hacer a estos sistemas de evaluación es que los puntos dados a la gestión ambiental de los materiales respecto al total de puntos disponibles es escasa. Se sabe que los recursos materiales utilizados por el sector de la construcción representan el 40% de todos estos recursos consumidos en el planeta. Siendo así, se hace necesario cada vez más un cambio de puntuación en los programas de evaluación de edificios con bajo impacto ambiental, para que la parte concebida a los materiales tenga más representación en la puntuación final.

El sistema de evaluación LEED posibilita un máximo de 100 puntos, siendo que la categoría de energía y atmósfera posee 35 puntos y la categoría de materiales y recursos posee 14 puntos. La diferencia de importancia en el BREEAM es más acentuada. La categoría de la gestión ambiental de los materiales representa el 7.2 % del porcentaje total de los créditos, mientras que la categoría de la energía y las emisiones de CO₂, le corresponde un 36,4% del total de créditos disponibles.

En otras palabras, el sector de la construcción de edificios utiliza tanto un 40% de los recursos energéticos totales como otros 40% de todos los recursos materiales globales, no obstante los materiales y recursos tiene poca representación respecto a su importancia en este sector.

6.5 Referente a las ecoetiquetas y declaraciones ambientales

Algunos fabricantes de productos con contenido *reciclado* buscan tener las ecoetiquetas en sus productos como forma de destacar en el mercado de la construcción porque estas tienen mucha credibilidad. Todavía son pocos los productos que poseen dichas ecoetiquetas, pues los organismos independientes son rígidos y los criterios evolucionan continuamente. De esta manera, muchos fabricantes optan por las autodeclaraciones, que son más baratas que las anteriores y fáciles de hacer.

De los materiales presentados en esta tesis pocos poseen ecoetiquetas. Sin embargo, la cantidad aumenta significativamente cuando los fabricantes optan por las

autodeclaraciones. El problema de las autodeclaraciones es que el consumidor final muchas veces no puede saber si el producto realmente posee las prestaciones anunciadas por el fabricante, una vez que los análisis no son realizados por organizaciones independientes.

6.6 Sobre la deconstrucción y la reutilización

Pensar en el ciclo de vida de los edificios conlleva a pensar en su deconstrucción; para poder reutilizar la mayoría de los materiales y componentes constructivos, junto con la posibilidad de reciclar el resto de componentes. Por eso es necesario pensar en la deconstrucción durante el proceso de diseño del nuevo edificio. Otro aspecto a tener en cuenta durante la fase de diseño, es la utilización de pocos tipos de materiales y a ser posible homogéneos; para facilitar unos elevados niveles de reciclado, ya sea en el ciclo técnico o biológico.

Continuamente se están buscando nuevas maneras de reutilizar materiales y componentes constructivos, ya sea mediante el infraciclaje o la infrautilización. Sin embargo nos encontramos que la mayoría de los materiales sólo se pueden infraciclar una vez al finalizar su ciclo de vida en el edificio. Hay que tener en cuenta que con los métodos modernos de separación de materiales, todavía no se consiguen reciclar algunos, debido básicamente a que la concepción del material es incompatible con el reciclaje del mismo.

La opción de la deconstrucción, en principio se muestra más laboriosa, e inicialmente requiere de más inversión. Pero el beneficio de la venta de muchos componentes y elementos constructivos, puede provocar que el coste final de la deconstrucción sea compatible o incluso más económico que la demolición del propio edificio. Algunos componentes incluso se pueden vender a un precio más elevado que los mismos componentes nuevos, como puede suceder con algunos tipos de ladrillos antiguos.

La deconstrucción como método, puede implicar un ahorro económico debido a la menor cantidad de material enviado al vertedero. El precio de las tarifas aplicadas han aumentado bastante, y una manera de disminuir el impacto ambiental y el coste económico es evitar la demolición. La deconstrucción genera menos polvo y menos

molestias relacionadas con el ruido. Todo producto rescatado, implica una conservación de los recursos materiales y energéticos disponibles, menos emisión de dióxido de carbono y por lo tanto menos contaminación.

La deconstrucción es una tendencia y un cambio de pensamiento de los arquitectos para diseñar los edificios con sus componentes y conexiones a modo de facilitar sus retiradas al final del ciclo de vida de los componentes o del edificio. Las herramientas de diseño desarrolladas para otras industrias, como el diseño para el desmontaje, posibilitan un reto a los arquitectos a la vez que permiten aumentar la reutilización y reciclaje de los materiales de construcción.

6.7 Sobre el impacto ambiental y los índices de reciclabilidad de los edificios

En un edificio de viviendas construido con un sistema convencional, con estructura de hormigón armado y cerramientos cerámicos, la utilización de metales 100 % reciclados permite reducir sustancialmente la energía incorporada, así como el dióxido de carbono emitido a la atmosfera. Estos valores, repercuten en el conjunto de todo el edificio, y son más significativos respecto a la energía incorporada, lo que representa una reducción de un 20 % en relación a un edificio construido con metales de primera fusión.

Los índices de reciclabilidad de diseño y de deconstrucción de los edificios aportados en esta tesis, se pueden considerar como un método simple para determinar la cantidad de materiales reciclados y reciclables de los edificios lo que aporta una evaluación sobre el grado de reciclabilidad de un edificio.

A partir del estudio, se observa que el índice de reciclabilidad de diseño del edificio tipo de viviendas construido con un sistema convencional es pequeño, una vez que casi la totalidad de los materiales utilizados proviene de materiales vírgenes no renovables. Los porcentajes de reutilización y de reciclaje son muy bajos, con menos del 0,2 % de la masa total para cada una de las dos categorías. En el segundo caso que utiliza materiales reutilizados, reciclados, infraciclados e infrautilizados el índice de reciclabilidad de diseño se multiplica por 44 el valor obtenido en la primera solución, con un total de 5,74. El aumento del índice de reciclabilidad de diseño representa

disminuir la energía incorporada en 1036 MJ/m^2 así como disminuir $81,2 \text{ kgCO}_2/\text{m}^2$ de dióxido de carbono. El valor del 3 % de reutilización representa más del 50 % del nuevo índice, con estos datos se demuestra la importancia de la reutilización.

Se puede notar que el índice de reciclabilidad de diseño con estructura de hormigón armado posee los valores más bajos entre los analizados pues la masa que infraciclada que puede ser incorporada en nuevos hormigones estructurales todavía es poca. El valor del índice de reciclabilidad de la estructura de madera de 98,4 indica que casi toda su estructura proviene de reutilización.

Se observa que el índice de reciclabilidad de deconstrucción de un edificio convencional con estructura de hormigón armado puede ser infraciclado en su mayoría. En una escala de 0 a 100, un índice de 26,17 se puede considerar como bajo; debido a que casi el 94 % de la masa de los edificios analizados se encuentra en la columna de los materiales infrautilizados.

Algunas técnicas constructivas a partir de materiales orgánicos y metálicos permiten obtener edificios con mayores índices de reciclabilidad de diseño y de deconstrucción que otras basadas en materiales pétreos. Cuando se comparan los índices de reciclabilidad de deconstrucción de edificios para 3 tipos de estructuras queda claro que los índices quedan determinados por el sistema constructivo utilizado. Se comprueba que la estructura de madera contralaminada, con 100 puntos, tiene el máximo grado de reciclabilidad, ya que prácticamente todo el material se puede reutilizar en futuras construcciones. En los casos de la estructura de acero (con forjados colaborantes) y la estructura de hormigón lo que disminuye los índices es básicamente el hormigón infrautilizado.

Los paneles de madera contralaminada utilizados como estructura en muros, vigas, forjados; así como en los cerramientos exteriores e interiores, se pueden reutilizar debido a la facilidad de reconstruir dicha estructura al ser los sistemas de fijación reversibles. Los tableros y las estructuras de madera tratadas químicamente, se infrautilizan, si no es posible una reutilización. Estas piezas recuperadas se pueden triturar y servir como materia prima en la elaboración de tableros. Es importante recordar, que los componentes de madera que contengan resinas o sustancias tóxicas, no se deben biodegradar ya que pueden perjudicar el medio ambiente.

6.8 Comentario final

La investigación necesaria para esta tesis permitió conocer en detalle los procesos y mercados de los productos reciclados. Todavía se observa que algunos fabricantes de productos reciclados metálicos y plásticos mantienen secreto sobre sus procesos, lo que puede dificultar el acceso a la información de datos sobre los impactos ambientales. El mercado de los productos con contenido reciclado es pequeño pero se encuentra en expansión. Cada vez más los fabricantes están desarrollando productos con contenido reciclado para su puesta en las edificaciones como una nueva forma de ingresos y una manera de reducir el impacto ambiental provocado por los residuos.

También se pudo percibir que el proceso de reciclaje de los materiales y componentes de la construcción como se conoce hoy en día, por sí sólo, no es suficiente para conseguir cerrar el ciclo de materiales. Por otro lado, la deconstrucción practicada hoy en día, poco contribuye a la conservación de los recursos materiales; ya que el diseño de la edificación no favorece la retirada adecuada de los materiales para posterior reutilización.

Los índices de reciclabilidad de diseño y de deconstrucción son una herramienta que permite evaluar el grado de reciclabilidad de los edificios, permitiendo progresar objetivamente en una forma de construir a partir de materiales reciclados y reciclables y por tanto intentando cerrar el ciclo de los materiales de construcción.

La reciclabilidad de los edificios es una estrategia válida para buscar la sostenibilidad en la arquitectura aunque hoy por hoy poco desarrollada. La reciclabilidad de los edificios posibilita conciliar tanto el diseño para desmontaje del edificio, como también el diseño del producto, para que sea posible la separación de sus partes, sin pérdidas de calidad en ambos aspectos. De esta manera se buscan soluciones que primeramente puedan reutilizar los materiales en otros edificios y luego reciclarlos en futuros materiales de construcción.

6.9 Publicaciones

Esta tesis posibilitó la publicación de los siguientes artículos hasta la fecha:

VEFAGO, L.H.M.; AVELLANEDA, J. **The environmental impact of recycled concrete**. In: CIB 2010 World Congreso. 10 -13 May 2010. Salford Quays - United Kingdom. Proceedings. ISBN 978-1-905732-91-3. Disponible en: <http://www.cib2010.org/post/files/papers/480.pdf>

VEFAGO, L.H.M.; AVELLANEDA, J. **The unsustainability of sustainable architecture**. In: CIB 2010 World Congreso. 10 -13 May 2010. Salford Quays - United Kingdom ISBN 978-1-905732-91-3. Disponible en: <http://www.cib2010.org/post/files/papers/479.pdf>

7 Referencias

- AENOR – ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE NORMALIZACIÓN Y CERTIFICACIÓN. www.aenor.es. Consulta: 23 de febrero de 2010.
- ADDIS, B. **Building with reclaimed components and materials: a design handbook for reuse and recycling**. Ed. Earthscan. 2006. UK.
- AJDUKIEWICZ, A.; KLISZCZEWICZ, A. **Influence of recycled aggregates on mechanical properties of HS/HPC**. Cement & Concrete Composites 24 (2002) 269–279
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY – ATSDR. **División de toxicología y medicina ambiental. Cloruro de vinilo**. 2006a. Disponible en: http://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts20.pdf Consulta: 16 de Octubre de 2009.
- _____. - ATSDR. **División de toxicología y medicina ambiental. Plomo**. 2006b. Disponible en: http://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts13.pdf Consulta: 19 de Octubre de 2009.
- _____. - ATSDR. ToxFAQs. **Fluoruros, fluoruro de hidrógeno y flúor** (Fluorides, Hydrogen Fluoride and Fluorine). 2003. Disponible en: http://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts11.html Consulta: 04 de mayo de 2011.
- AGENDA DE LA CONSTRUCCIÓN SOSTENIBLE. 2010a. **Reglas generales del sistema de Declaración Ambiental de Producto (DAPc)**. Disponible en: <http://es.csostenible.net/dapc/documentos-del-sistema/> Consulta: 14 de diciembre de 2010.
- _____. - **Declaración Ambiental de Producto Top Green Resumen ejecutivo**. 2010b. Elaborado por: Col·legi d'Aparelladors, Arquitectes Tècnics i Enginyers d'Edificacio Disponible en: es.csostenible.net/dapc_docs/DAPc002_002_ROCA.pdf. Consulta: 15 de diciembre de 2010.
- AGRAWAL, A.; SAHU, K.K.; PANDEY, B.D. **Solid waste management in non-ferrous industries in India**. Resources, conservation and recycling. Vol 42 (2) 99-120. 2004.
- AÏTCIN, P. **Modern concrete technology 16 - Binders for Durable and Sustainable Concrete**. Taylor & Francis. 2008. Reino Unido.
- ÁLVAREZ, C. **Así se “reciclan” escombros en Madrid**. 26.06.2009 Disponible en: http://www.soitu.es/soitu/2009/06/22/medioambiente/1245663502_569877.html Consulta: 01 de junio de 2010.

- AMERICAN GALVANIZERS ASSOCIATION – AGA. **Zinc metal properties**. 2008. Disponible en: <http://www.galvanizeit.org/aga/designing-fabricating/design-considerations/zinc-metal-properties#otherUses> Consulta: 13 de septiembre de 2010.
- _____. - AGA. **Hot-dip galvanizing for sustainable design**. AGA, 2009. Disponible: http://www.galvanizeit.org/images/uploads/publicationPDFs/HDGforSD_Web.pdf Consulta: 13 de septiembre de 2010.
- APPENROTH, k. **Definition of “Heavy Metals” and Their Role in Biological Systems**. In: Soil biology. Soil heavy metals. Editores. Varma, A.; Sherameti, I. Springer. 2010. Alemania.
- ASHBY, M. F. **Materials and the Environment: Eco-Informed Material Choice**. Elsevier. 2009. Canadá.
- ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE FABRICANTES DE LADRILLOS Y TEJAS DE ARCILLA COCIDA – HISPALYT. **Guía de prevención de riesgos laborales en el sector de fabricación de ladrillos y tejas de arcilla cocida**. 2006. España. En: <http://www.hispalyt.es/Uploads/docs/Guia%20Prevencion%20de%20Riesgos%20Laborales%20Sector%20Fabricacion%20de%20L.pdf> Consulta: 2 de mayo de 2011.
- ASOCIACIÓN DE LA COMUNIDAD VALENCIANA. **Mármol de Alicante**. Generalitat Valenciana. 2008. España.
- AYRES, R. U. **Eco-thermodynamics: economics and the second law**. Ecological Economics 26. 189-209. 1998.
- AYRES, R. U. **Metals recycling: economic and environmental implications**. Resources, Conservation and Recycling 21(1997)145–173.
- BACHMANN, M. G. F. C. **Construção sustentável. Será que chega?** In: Congresso Construção 2007. Lisboa. Portugal.
- BARBALACE, R. C. **A brief history of asbestos use and associated health risks**. EnvironmentalChemistry.com. Octubre 2004. Disponible en: <http://environmentalchemistry.com/yogi/environmental/asbestoshistory2004.html> Consulta: 14 de Marzo de 2009.
- BEAWARE – **Construction resource efficiency information review**. BRE. Building Research Establishment. July 2006. United Kingdom. Disponible en: http://www.bre.co.uk/filelibrary/projects/beaware/BeAware_Construction_Resource_Efficiency_Information_Review.pdf Consulta: 27 de noviembre de 2008.
- BELL, S.; DAVIS, B.; JAVAID, A. y ESSADIQI, E. **Final Report on Scrap Management, Sorting and Classification of Aluminum**. National Resources Canada. 2003. Disponible en: [http://www.nrcan.gc.ca/mms-smm/busi-indu/rad-rad/pdf/2003-22\(cf\)cc-eng.pdf](http://www.nrcan.gc.ca/mms-smm/busi-indu/rad-rad/pdf/2003-22(cf)cc-eng.pdf) Consulta: 17 de Septiembre de 2009.
- BERGE, B. **Ecology of building materials**. Second edition. Architectural Press. 2009.
- BIBKO UMWELTTECHNIK & BERATUNG GMBH. **Reciclaje de hormigón residual como fundamento para reducir las emisiones de CO₂**. Tecnología del hormigón. N. 5. 2008. Disponible en: http://www.bibko.com/gfx/presenachrichten/17presenachrichten_dateilink1_3.pdf Consulta: 29 de abril de 2009.

- _____. - **Sistemas de reciclado para la industria del hormigón.** Disponible en: http://www.bibko.com/pdf/Bibko_gesamt_es.pdf Consulta: 30 de abril de 2009.
- BLAUER ENGEL. **Umwelt.** Deutsches Institut Für Gütesicherung Und Kennzeichnung E. V. 2008. Alemania. Disponible en: http://www.blauer-engel.de/_downloads/publikationen/imagebroschuere.pdf Consulta: 25 de febrero de 2010.
- BOLETIN OFICIAL DEL ESTADO – BOE. **Ley 11/1997 relativo a los envases y residuos de envases.** Ministerio de la Presidencia. Viernes, 25 de abril de 1997. N. 99. Disponible en: <http://www.boe.es/boe/dias/1997/04/25/pdfs/A13270-13277.pdf> Consulta: 07 de enero de 2010.
- _____. - BOE. **Reglamento (CEE) num. 880/92 del consejo, de 23 de marzo de 1992, relativo a un sistema comunitario de concesión de etiqueta ecológica.** Ministerio de la Presidencia. DOUE número 99 de 11/4/1992. Páginas 1 a 7 En: http://www.boe.es/aeboe/consultas/bases_datos/doc.php?id=DOUE-L-1992-80500 Consulta: 18 de mayo de 2010.
- BOURASSA, A. **The environmental impact of producing nonrenewable resources: the case for mining.** In: Dubreuil, A. Life-cycle assessment of metals: Issues and research directions. Society of Environmental and Toxicology and Chemistry (SETAC). 2005. Canada.
- BOURHIS, E. L. **Glass: Mechanics and Technology.** Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. 2008. Alemania.
- BOUSTEAD CONSULTING. **The effect of sulphur on primary zinc ecoprofile calculations.** 1998. <http://www.boustead-consulting.co.uk/download/tsukub98.pdf> Consulta: 25 de noviembre de 2009.
- BRAUNGART, M.; MCDONOUGH. W. **Cradle to cradle: remaking the way we make things.** Vintage books. 2a edición. Reino Unido. 2008.
- BRAVO, A. G.; PASCUAL, L. G. **Gestión de las escorias salinas de los procesos de segunda fusión de aluminio.** Universidad Pública de Navarra. 2004. Disponible: <http://www.idalsa.com/wp-content/themes/idalsa/pdf/Gestion%20de%20escorias%20salinas%20de%20los%20procesos%20de%20segunda%20fusion%20del%20aluminio.pdf> Consulta: 25 de junio de 2009.
- BRITISH BOARD OF AGRÉMENT – BBA. **Agrément Certificate 02/3950 Product Sheet 1.** 2010. Disponible en: http://www.secondnatureuk.com/files/pdf/BBA_-_Pitched_Roof.pdf Consulta: 18 de mayo de 2010.
- BRITISH GLASS. **Glass manufacture: a mass balance study.** The British Glass Manufacturers' Confederation. 2003. Reino Unido. Disponible en: <http://www.britglass.org.uk/Files/UKGlassManufactureAMassBalance.pdf> Consulta: 6 de abril de 2011.
- BRITISH STANDARD INSTITUTE – BSI. **BSI PAS 102: 2004** Specification for processed glass for selected secondary end markets. British Standard Institute. 2004.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR, BAU UND STADTENTWICKLUNG – BMVBS. **Roth: New perspectives for German-Russian cooperation, primarily in housing construction.** 2007. Disponible en: <http://www.bmvbs.de/en/dokumente/->

1872.1018274/Pressemitteilung/dokument.htm Consulta: 05 de diciembre de 2008.

BURDETT, G. **Airborne fibre concentration during the removal of asbestos containing textured decorative plasters and paints and the risk to workers.** Informe número IFS/05/13. Health and safety laboratory. 2005. Disponible en: <http://www.hse.gov.uk/aboutus/meetings/iacs/acts/watch/010206/paper1annex2.pdf> Consulta: 14 de Marzo de 2009.

_____. - **Investigation of the chrysotile fibres in an asbestos cement sample.** Informe número HSL/2007/11. Health and safety laboratory. 2006. Informe disponible en: http://www.hse.gov.uk/research/hsl_pdf/2007/hsl0711.pdf Consulta: 14 de Marzo de 2009.

BURGUEÑO, R.; QUAGLIATAA, M. J.; MOHANTY, A. K.; MEHTA, G.; DRZAL, L.; MISRAE, M. **Load-bearing natural fiber composite cellular beams and panels.** Composites: PartA 35 (2004) 645–656.

CALIFORNIA INTEGRATED WASTE MANAGMENT BOARD – CIWMB. **Deconstruction training materials: waste management reuse and recycling at mather field.** State of California. 2001. EE.UU. En: <http://www.ciwmb.ca.gov/publications/condemo/43301027.pdf> Consulta: 12 de marzo de 2009.

_____. - CIWMB. **Drywall recycling. C & D Recycling program.** State of California. 2001. EE.UU. En: <http://www.ciwmb.ca.gov/Publications/default.asp?pubid=375> Consulta: 27 de noviembre de 2008.

_____. - CIWMB. **Designing With Vision: A Technical Manual for Material Choices in Sustainable Construction.** State of California. Estados Unidos. 2000. Disponible en: <http://www.ciwmb.ca.gov/GreenBuilding/Pubs.htm> Consulta: 27 de noviembre de 2008.

_____. - CIWMB. **The illustrated history of recycling.** State of California. Estados Unidos. 1997.

CALKINS, M. **Materials for sustainable sites: a complete guide to the evaluation, selection, and use of sustainable construction materials.** Ed. John Wiley & Sons Inc. Estados Unidos. 2009.

CASTILLO, A. P. **Propiedades Mecánicas y Calidad de Madera de *Eucalyptus grandis* del Norte de Uruguay.** Proyecto de Tecnología de Ensayo de Productos Forestales LATU-JICA (1998-2003). Informe de Investigación No 4 2001. En: http://latu30.latu.org.uy/pls/portal/latu_portal.cargo_docum.Get?df_nom_tabla=bib_objetos_materiales@base.latu.org.uy&df_nom_campo_blob=objeto&df_nom_campo_nom_documento=tipo_objeto&df_rowid_registro=AAAM0UAAEAAAABIAAG Consulta: 16 de Noviembre de 2009.

CEMENT SUSTAINABILITY INITIATIVE. Disponible: <http://www.wbcsdcement.org> Accedido en 27 de noviembre de 2008.

CHANDA, M.; ROY, S. K. **Plastics technology handbook.** CRC Press. 4ª edición. 2007. Estados Unidos.

CHANDRA, S. **Conference report.** Cement & concrete composities. 27. 2005. 738-741.

- CHINI, A. R. **General issues of construction materials recycling in USA**. In: Sustainable Construction. Materials and Practice: Challenges for the new Millennium. 2007. Portugal.
- CHIODO, J.D.; BOKS, C. **Assessment of end-of-life strategies with active disassembly using smart materials**. The journal of sustainable product design. Vol 2. No 1-2. marzo 2002. 69-82.
- CLEMENS, S. **Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants**. Biochimie 88. 2006. 1707–1719.
- COMISIÓN EUROPEA. **Green paper**. Lyfe cycle assessment of PVC and of principal competing materials – final report. Julio 2004. Informe disponible en: http://ec.europa.eu/enterprise/sectors/chemicals/files/sustdev/pvc-final_report_lca_en.pdf Consulta: 14 de Octubre de 2009.
- _____. - **Libro verde**. Cuestiones medioambientales relacionadas con el PVC. COM(2000) 469 final. Bruselas. 2000a. Disponible en: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2000:0469:FIN:ES:PDF> Consulta: 14 de Octubre de 2009.
- _____. - **Mechanical recycling of PVC wastes**. Informe final. 2000b. Disponible en: http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pvc/mech_recycle.pdf Consulta: 14 de Octubre de 2009.
- CONSEJO CONSTRUCCIÓN VERDE ESPAÑA – CCVE. **LEED 2009 para Nueva Construcción y Grandes Remodelaciones Versión 3.0**. Disponible en: <http://www.spaingbc.org/leed-nc.php> Consulta: 22 de marzo de 2011.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução CONAMA nº 307, sobre la gestión de residuos y productos peligrosos, de 5 de julio de 2002**. Publicada en DOU nº 136, de 17 de julio de 2002, Sección 1, página 95-96 En: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=307> Consulta: 08 de noviembre de 2010.
- CONSEIL INTERNATIONAL DU BATIMENT – CIB. **Agenda 21**: on sustainable construction. CIB report publication 237. 1999. Texto disponible en castellano en: http://www.un.org/esa/dsd/agenda21_spanish/res_agenda21_08.shtml Consulta: 07 de junio de 2010.
- CORPORACIÓN FINANCIERA INTERNACIONAL – IFC. **Guías sobre medio ambiente, salud y seguridad para la fabricación de vidrio**. Grupo del Banco Mundial. 30 de abril de 2007. Disponible en: [http://www.ifc.org/ifcext/sustainability.nsf/AttachmentsByTitle/gui_EHSGuidelines2007_GlassMfg_Spanish/\\$FILE/0000199659ESes+Glass+Manufacturing.pdf](http://www.ifc.org/ifcext/sustainability.nsf/AttachmentsByTitle/gui_EHSGuidelines2007_GlassMfg_Spanish/$FILE/0000199659ESes+Glass+Manufacturing.pdf) Consulta: 11 de abril de 2011.
- CHRISTIAN, S.; BILLINGTON, S. **Sustainable biocomposites for construction**. In: Composites & Policon 2009. Estados Unidos.
- CROWTHER, P. **Developing an inclusive model for design for deconstruction**. In: Deconstruction and materials reuse; technology, economic and policy. CIB publication 266. Editor: Chini, A. R. Nueva Zelandia. 2001.
- CUCHÍ, A. B. **Arquitectura i sostenibilitat**. Edicions UPC. 2005. Barcelona.
- CURWELL, S.; COOPER, I. **The implications of urban sustainability**. Building Research & information. 1998. 26(1). 17-28.

- DAS, S. K. **Designing aluminum alloys for a recycle-friendly World**. Light metal age. June 2006.
- DAVIDSON, J.; FREUND, P.; SMITH, A. **Putting carbon back into the ground**. Informe producido por IEA Greenhouse Gas R&D Programme. 2001. Disponible en: http://www.ieaghg.org/docs/general_publications/putback.pdf Consulta: 26 de julio de 2010.
- DECRETO 21/2006. **Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya**. n. 4574 – 16.2.2006. En: <https://www.gencat.cat/eadop/imagenes/4574/06033084.pdf> Consulta: 10 de mayo de 2010.
- DECRETO 201/1994. **Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya**. n. 1931 – 8.8.1994. Disponible en: <http://www.arc-cat.net/es/normativa/legislacio.html> Consulta: 03 de febrero de 2009.
- DECRETO n° 1068/2004 que instituye el reglamento del Plan Integrado de Gestión de Residuos de Construcción del Ayuntamiento de Curitiba. Disponible en: <http://sitepmcestatico.curitiba.pr.gov.br/servicos/meioambiente/legislacoes/D1068.pdf> Consulta: 08 de noviembre de 2010.
- DECRETO n° 609 de Julio de 2008, sobre la reglamentación del Manifiesto de Transporte de Residuos. Publicado en el DOM n° 50 el 08 de julio de 2008. Ayuntamiento de Curitiba. Disponible en: <http://www.tbnconsultoria.com.br/MTR.pdf> Consulta: 08 de noviembre de 2010.
- DEGASPARI, J. **Making the most of aluminium scrap**. Mechanical engineering. Noviembre. 1999.
- DEPARTMENT FOR ENVIRONMENT, FOOD AND RURAL AFFAIRS - DEFRA. **Review of England's waste strategy**: A consultation document. 2006. Disponible en: <http://www.defra.gov.uk/environment/waste/strategy/review/pdf/review-consult.pdf> Consulta: 26 de Noviembre de 2008.
- _____. - DEFRA. **Waste strategy for England 2007** - Annexes. Disponible en: <http://www.defra.gov.uk/environment/waste/strategy/strategy07/pdf/waste07-annexes-all.pdf> Consulta: 3 de julio de 2009.
- DESIGN RESEARCH. **Design the green skyscraper**. Building Research and Information. 1998. 26(2) 122-141
- DEPARTMENT FOR COMMUNITIES AND LOCAL GOVERNMENT – DCLG. **Code for sustainable homes**. Technical guide. May 2009. Versión 2. Disponible en: http://www.planningportal.gov.uk/uploads/code_for_sustainable_homes_techguide.pdf Consulta: 13 de mayo de 2010.
- DEPARTMENT OF INDUSTRIAL RELATIONS – DIR. [California Code of Regulations, Title 8, Section 1670. Personal Fall Arrest Systems, Personal Fall Restraint Systems and Positioning Devices](http://www.dir.ca.gov/title8/1670.html). California. EE.UU. Disponible en: <http://www.dir.ca.gov/title8/1670.html> Consulta: 13 de enero de 2009.
- DIRECTIVA 99/31/CE **DEL CONSEJO de 26 de abril de 1999** relativa al vertido de residuos. Diario Oficial L 182 de 16.7.1999. Disponible en: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1999:182:0001:0019:ES:PDF> Consulta: 01 de junio de 2010.
- DIRK, J. A. **Towards improved environmental indicators for mining using life-cycle thinking**. In: Dubreuil, A. Life-cycle assessment of metals: Issues and

research directions. Society of Environmental and Toxicology and Chemistry (SETAC). 2005. Canada.

DODOO, A; GUSTAVSSON, L; ASTHRE, R. **Carbon implications of end-of-life management of building materials**. Resources, conservation and recycling. No. 53. 276-286. 2009.

DUFFUS, J. H. **“Heavy metals” – a meaningless term?** Pure Appl.Chem., Vol.74, No.5. 793–807. 2002

DURMISEVIC, E.; BROUWER, J. **Design aspects of decomposable building structures**. In: Design for Deconstruction and Materials Reuse. Proceedings of the CIB Task Group 39 – Deconstruction Meeting 9 April 2002 Karlsruhe, Germany. Editado por: Chini, A.R.; Schultmann, F. CIB Publication 272. Disponible en: <http://www.cce.ufl.edu/Design%20for%20Deconstruction%20and%20Materials%20Reuse.pdf> Consulta: 04 de enero de 2011.

DURMISEVIC, E.; CIFTCIOGLU, Ö.; ANUMBA, C. J. **Knowledge model for assessing disassembly potential of structures**. In: Deconstruction and Materials Reuse Proceedings of the 11th Rinker International Conference. 2003. Editado por: Chini, A.R. CIB Publication 287. Disponible en: <http://www.cce.ufl.edu/Deconstruction%20and%20Materials%20Reuse.pdf> Consulta: 04 de enero de 2011.

DURMISEVIC, E.; NOORT, N. **Re-use potential of steel in building construction**. In: Deconstruction and Materials Reuse Proceedings of the 11th Rinker International Conference. 2003. Editado por: Chini, A.R. CIB Publication 287. En: <http://www.cce.ufl.edu/Deconstruction%20and%20Materials%20Reuse.pdf> Consulta: 04 de enero de 2011.

ECOHOME – **Revista especializada**. Vol. 2, No.1. pp. 41. 2009.

ECOMARC – **Aislamiento ecológico de celulosa**. 2010. Disponible en: http://www.ecomarc.es/images/Triptic_Original_ECOMarc.pdf Consulta: 11 de mayo de 2010

EIRES, R.; JALALI, S.; CAMÕES, A. **Novos compósitos eco-eficientes para aplicações não estruturais n7a construção**. In: Congresso Construção 2007. Lisboa. Portugal.

EKLUND, M.; DAHLGREN, S.; DAGERSTEN, A.; SUNDBAUM, G. **The conditions and constraints for using reused materials in building projects**. In: Deconstruction and Materials Reuse Proceedings of the 11th Rinker International Conference. 2003. Editado por: Chini, A.R. CIB Publication 287. Disponible en: <http://www.cce.ufl.edu/Deconstruction%20and%20Materials%20Reuse.pdf> Consulta: 04 de enero de 2011.

EL PAIS. **Periódico** del día 26 de julio de 2010.

ELIANE REVESTIMENTOS CERÂMICOS S.A. **Ecostone**: Eliane porcellanato. Catálogo. Revestir 2009. Disponible en: www.eliane.com.br/revestir2009/ecostone/download.php Consulta: 16 de diciembre de 2010.

ENVIRONMENTAL BUILDING NEWS. **Cement and Concrete**: Environmental Considerations. Vol 2. No. 2. March/April 1993. Disponible en:

<http://www.wbcsdcement.org/pdf/tf2/cementconc.pdf> Consulta: 01 de agosto de 2010.

EMERY, A.; WILLIAMS, K. P.; GRIFFITHS, A. J. **A review of the UK metals recycling industry**. Waste Management research. 20. 457-467. 2002.

ENVIRONMENT AGENCY. **Position statement**. Landfilling of gypsum waste including plasterboard. Reino Unido. 2011.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **OSWER innovations pilot: design for disassembly in the built environment**. July 2004. Disponible en: http://www.epa.gov/oswer/docs/iwg/fs_design_for_disassembly_draft.pdf Consulta: 18 de Marzo de 2009.

ENVIRONMENTAL RECYCLING TECHNOLOGY – ERT. **RePlaS: reducing the amount of plastics sent to landfill, to reduce the carbon footprint of temporary works** 2008. Disponible en: <http://www.ertplc.com/pdfs/ertcasestudyEcoBoard.pdf> Consulta: 02 de noviembre de 2009.

ESPINELLI, U. **A gestão do consumo de materiais como instrumento para a redução da geração de resíduos nos canteiros de obras**. In: Seminário de Gestão e Reciclagem de Resíduos da Construção e Demolição – Avanços e Desafios. São Paulo. PCC USP, 2005. CD-ROM.

ESTÉVEZ, B.; AGUADO, A.; JOSA, A. **Environmental impact of concrete recycling, coming from construction and demolition waste (c&dw)**. In: Deconstruction and Materials Reuse Proceedings of the 11th Rinker International Conference. 2003. Editado por: Chini, A.R. CIB Publication 287. Disponible en: <http://www.cce.ufl.edu/Deconstruction%20and%20Materials%20Reuse.pdf> Consulta: 04 de enero de 2011.

ETXEBERRIA, M.; VÁZQUEZ, E.; MARÍ, A.; BARRA, M. **Influence of amount of recycled coarse aggregates and production process on properties of recycled aggregate concrete**. Cement and concrete research. Vol. 37. 735-742. 2007.

EUROPEAN ALUMINIUM ASSOCIATION – EAA. **Collection of aluminium from buildings in Europe: A study by Delft University of Technology**. 2004. Disponible en: <http://www.eaa.net/upl/4/default/doc/814.pdf> Consulta: 25 de mayo de 2009.

_____. - EAA. **Aluminium recycling in LCA**. 2007. Publicación disponible en: http://www.eaa.net/upl/4/default/doc/Alu_recycling_LCA.pdf Consulta: 25 de mayo de 2009.

_____. - EAA. **Environmental Profile Report for the European Aluminium Industry: Life Cycle Inventory data for aluminium production and transformation processes in Europe**. 2008. En: [http://www.eaa.net/upl/4/default/doc/EAA_Environmental_profile_report-May08\(1\).pdf](http://www.eaa.net/upl/4/default/doc/EAA_Environmental_profile_report-May08(1).pdf) Consulta: 25 de mayo de 2009.

EUROPEAN COAL ASH ASSOCIATION – ECOBA. **Production and utilisation of CCPs in 2006 in Europe (EU-15)**. 2007. Disponible en: http://www.aaa-usa.org/associations/8003/files/ECOBA_Stat_2006_EU15.pdf Consulta: 01 de agosto de 2010.

EUROPEAN COUNCIL OF VINYL MANUFACTURERS – ECV. **Vinyl 2010: informe de avances 2009**. Información sobre las actividades del 2008. Informe

disponible en: http://www.vinyl2010.org/images/progress_report/2009/Vinyl2010-Progress%20Report%202009.pdf Consulta: 19 de octubre de 2009.

EUROPEAN PLASTIC CONVERTERS – EuPC. **The compelling Facts about plastics 2009**: an analysis of European plastics production. 2009. Disponible en: http://www.plasticsconverters.eu/docs/Brochure_FactsFigures_Final_2009.pdf Consulta: 26 de Octubre de 2009.

FEDERACIÓN INTERNACIONAL DE DERECHOS HUMANOS – FIDH. **Childbreaking Yards**: Child labour in the Ship Recycling Industry in Bangladesh - September 2008. Disponible en: http://www.shipbreakingplatform.com/dmdocuments/reports/Report_Childbreaking_Yards_2008.pdf Consulta: 11 de febrero de 2009.

FIJIL, H; NAGAIWA, T; KUSUNO, H; MALM, S. **How to quantify the environmental profile of stainless steel**. In: SETAC North America 26th Annual Meeting. Noviembre 2005. Estados Unidos. Artículo disponible en: <http://www.worldstainless.org/NR/rdonlyres/4AD88A29-6C1E-42F8-B235-B4176E901658/2432/Howtoquantifytheenvironmentalprofileofstainlessste.pdf> Consulta: 18 de mayo de 2009.

FRANCISCO, F. F.; FRANCISCO, C. R. **Equipo de reciclaje de hormigón residual**. Oficina española de patentes y marcas. Número de solicitud: U 9300198. 1993. Disponible en: http://www.espatentes.com/pdf/1023562_u.pdf Consulta: 30 de abril de 2009.

FRANKLIN ASSOCIATES. **Characterization of building-related construction and demolition debris in the United States**. Washington. DC. US EPA. 1998. Disponible en: <http://www.epa.gov/osw/hazard/generation/sqg/c&d-rpt.pdf> Consulta: 18 de Marzo de 2009.

FRONEK, S.; TORGENSON, T. **Understanding sustainability when using aluminum**. The new construction specifier. Vol. 61. No. 11. 32 – 42. 2008. Disponible en: <http://www.kenilworth.com/publications/cs/200811/pageflip.htm> Consulta: 19 de mayo de 2009.

FUNDACIÓN PARA LA PREVENCIÓN DE RIESGOS LABORALES. – FPRL. **Prospección sobre la presencia de amianto o de materiales que lo contengan en edificios**. Informe. Barcelona. 2001. Consulta: 14 de Marzo de 2009. Disponible en: <http://www2.csostenible.net/Documents/residus/informe2001.pdf>.

GARRIDO, L. de. **Las 5 arquitecturas sostenibles**: mala normativa, mala arquitectura y buen marketing sostenible. Era Solar. No. 135. 6-23. 2006. Madrid.

GEORGESCU-ROEGEN, N. **Energía y mitos económicos**. Información Comercial Española (ICE). Mayo 1975. Madrid.

GESTORA DE RUNES DE LA CONSTRUCCIÓ S.A. – GRC. **Memòria 2008**. 2009. Disponible en: <http://www.grc.cat/pdf/memoria2008.pdf> Consulta: 22 de enero de 2010.

_____. - GRC. **Planta de reciclatge i valoració de RCD d'El Prat de Llobregat**. Catálogo de las características de la planta de reciclaje. 2010.

_____. - GRC. **Productes**. Tipologia d'àrids reciclats. Característiques i usos. Catálogo. 2008. Disponible en: http://www.grc.cat/reciclatge_productes.php Consulta: 18 de junio de 2010.

- GHALI, A. M.; GILL, M. S. **Compression and deformation performance of concrete containing postconsumer plastics**. Journal of materials in civil engineering. Vol. 16. N° 4. 289-296. 2004.
- GIELEN, D.; MORIGUCHI, Y. **CO₂ in the iron and steel industry**: an analysis of Japanese emission reduction potentials. Energy Policy 30 (2002) 849–863
- GJERDE, M.; STOREY, J.; PEDERSEN, M. **A deconstructable carparking building in an active seismic zone**. In: Deconstruction and Materials Reuse Proceedings of the 11th Rinker International Conference. 2003. Editado por: Chini, A.R. CIB Publication 287. Disponible en: <http://www.cce.ufl.edu/Deconstruction%20and%20Materials%20Reuse.pdf> Consulta: 04 de enero de 2011.
- GLASS AND GLAZING FEDERATION. **Project green good glazing guide**: environmentally friendly working practices in the glass and glazing industry. 2007 <http://www.ggf.org.uk/downloads/GGF%20Project%20Green%20Good%20Glazing%20Guide%20-3.pdf> Consulta: 16 de mayo de 2010.
- GÓMEZ, L. A. D. **Las escorias Salinas generadas en el proceso del reciclaje del aluminio**. 2007. Informe disponible en: http://www.idalsa.com/wp-content/themes/idalsa/pdf/Las_escorias_salinas_generadas_en_el_proceso_del_reciclaje_de_aluminio.pdf Consulta: 25 de junio de 2009.
- GÓMEZ-SOBERÓN, J. M. V. **Porosity of recycled concrete with substitution of recycled concrete aggregate**: an experimental study. Cement and concrete research. Vol. 32. 1301-1311. 2002.
- GOODSHIP, V. **Introduction to plastics recycling**. Ed. Smithers Rapra Technology Limited. 2007. Segunda edición. Reino Unido.
- GOONAN, T. G. **Recycled Aggregates**: Profitable resource conservation. U.S. Geological Survey Fact Sheet FS 181-99. February 2000. Disponible en: <http://pubs.usgs.gov/fs/fs-0181-99/> Consulta: 29 de Noviembre de 2008.
- GORGOLEWSKI, M.; STRAKA, V.; EDMONDS, J.; SERGIO-DZOUTZIDIS, C. **Designing buildings using reclaimed steel components**. Journal of green building. Volume 3. number 3. 2008. 97-107.
- GOVERSE, T.; HEKKERT, M. P.; GROENEWEGEN, P.; WORREL, E.; SMITS, R. E. H. M. **Wood innovation in the residential construction sector**: opportunities and constraints. Resources, conservation and recycling. No. 34. 53-74. 2001.
- GRAEDEL, T.; HOWARD-GRENVILLE, J. **Greening the industrial facility**: Perspectives, Approaches, and Tools. Springer. 2005. EEUU.
- GRAEDEL, T. E.; ALLENBY, B. R. **Industrial ecology**. Prentice Hall. 1995. Estados Unidos
- GRAVEMAN, W. F. **Learn magnetic basics**. Magnatech engineering. Disponible en: <http://24.123.108.243:12360/Downloadable%20Docs/Learn%20Magnet%20Basics.pdf> Consulta: de mayo de 2009.
- _____ - **Magnets**: part II. Disponible en: <http://24.123.108.243:12360/Downloadable%20Docs/Magnets%20part%20II.pdf> Consulta: 05 de mayo de 2009.

- GREMI DE RECUPERACIÓ DE CATALUNYA. **Cotizaciones de los diferentes metales**. 2010. Disponible: <http://www.gremirecuperacio.org/12cotizacion.htm> Consulta: 17 de Enero de 2010.
- GRIMES, S.; DONALDSON, J.; GOMEZ, G. C. **Report on the environmental benefits of recycling**. Bureau of International Recycling (BIR) 2008. Disponible en: http://www.bir.org/pdf/BIR_CO2_report.pdf Consulta: 16 de marzo de 2010.
- GUBENO, J. **Sorting equipment focus** -Opting for optical. Recycling today. Mayo. 58-61. 2005. En: <http://recyclingtoday.texterity.com/recyclingtoday/200505/> Consulta: 14 de Septiembre de 2009.
- GUY, B. **Building deconstruction**: reuse and recycling of building materials. Gainesville, FL: University of Florida. Center for Construction and Environment. 2000.
- GUY, S.; FARMER, G. **Reinterpreting sustainable architecture**: The place of technology. Journal of architectural education. 2001. 54 (3). 140-148.
- GUY, S.; MOORE, S.A. **Sustainable architecture and the pluralism imagination**. Journal of Architectural Education. 2007. 60(4). 15-23.
- HABRAKEN, N. J. **The structure of the ordinary**: form and control in the built environment. MIT press. 1998.
- HAMMOND, G.; JONES, C. **Inventory of Carbon & Energy (ICE)**. Version 2.0. Sustainable Energy Research Team (SERT) Department of Mechanical Engineering. University of Bath, UK. 2011.
- HANLE, L. J. **CO₂ Emissions Profile of the U.S. Cement Industry**. U.S. Environmental Protection Agency. 2004.
- HANSEN, T. C. **Recycling of demolished concrete and masonry**. RILEM. Rep. 6. E&FN. Spon. London. 1992.
- HENDRICKS, C.A.; WORRELL, E.; DE JADER, D.; BLOK, K.; RIEMER, P. **Emission Reduction of Greenhouse Gases from the Cement Industry**. 7th International Conference on Greenhouse Gas Control Technologies International Energy Agency greenhouse gas R&D programme. 2004.
- HEWIT, M.; TELFER, K. **Earthships**: building a zero carbon future for homes. HIS BRE press. Reino Unido. 2007
- HIND, A. R.; BHARGAVA, S. K.; GROCOTT, S. C. **The surface chemistry of Bayer process solids**: a review Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects 146 (1999) 359–374
- HINTE, E.; PEEREN, C.; JONGERT, J. **Superuse**: constructing new architecture by shortcutting material flows. Oio publishers. Rotterdam. Holanda. 2007.
- HOBBS, G. **Windows**: Environmental Impacts and Initiatives an Evidence Study. Department for Environment, Food and Rural Affairs – DEFRA. 2009. Disponible http://www.constructionproducts.org.uk/publications/dbfiles/Window_Final_10-9-09.pdf Consulta: 15 de mayo de 2010.
- HOCK. **Catálogo de producto aislante térmico de cáñamo Thermo-hanf de Hock GmbH**. 2007. Disponible en: http://www.aisleco.com/docs/catalogo_canamo.pdf Consulta: 18 de mayo de 2010.

HOLCIM. **Annual report 2007** Holcim Ltd. Disponible en:

http://www.holcim.com/gc/CORP/uploads/Holcim_Annual_Report_2007_e.pdf

Consulta: 26 de Noviembre de 2008.

HORMIGÓN PREPARADO. La mayor planta de tratamiento de residuos de obras y demolición en España. Hormigón preparado. N°. 94. p. 67-69. 2008.

HU, C.; CHEN, L.; ZHANG, C.; QI, Y.; YIN, R. Emission Mitigation of CO₂ in Steel Industry: Current Status and Future Scenarios. Journal of iron and steel research, international. 2006, 13(6): 38-42, 52

INFORMAÇÕES E TÉCNICAS EM CONSTRUÇÃO CIVIL S/C. 2003. In: PINTO, T. P. Gestão ambiental de resíduos da construção civil. SindusCon – SP. Sao Paulo. Brasil. 2005.

INSTITUTE OF SCRAP RECYCLING INDUSTRIES – ISRI. Scrap Specifications Circular: Guidelines for Nonferrous Scrap, Ferrous Scrap, Glass Cullet Paper Stock, Plastic Scrap, Electronics Scrap and Tire Scrap. 22/10/2009. Disponible en: http://www.isri.org/iMIS15_PROD/ISRI/Resources/Scrap_Specifications_Circular/ISRI/Navigation/Resources/Scrap_Specifications_Circular.aspx?hkey=a5ab8cab-3c69-464f-816f-cf2a92e3e1e9 Consulta: 13 de septiembre de 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Pesquisa nacional por amostra de domicílios. Disponible en: <http://www.ibge.gov.br> Consulta: 04 de diciembre de 2008.

INSTITUTO DE CIENCIAS DE LA CONSTRUCCIÓN EDUARDO TORROJA. Sistema visemar de losas de mármol reforzadas con placas planas de fibrocemento (sin amianto) para pavimentos y revestimientos. Documento de idoneidad técnica 389R. Madrid. 2007.

INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA – INE. Censo de la población y viviendas 2001. Resultados definitivos. <http://www.ine.es/censo/es/inicio.jsp> Consulta: 04 de diciembre de 2008.

_____- INE. España al comienzo del siglo XXI. 2002. Publicación disponible en: <http://www.ine.es/prodyser/pubweb/folletocenso01/pags43-52.pdf> Consulta: 03 de enero de 2009.

INSTITUTO NACIONAL DE PROCESSAMENTO DE EMBALAGENS VAZIAS – INPEV. Estadísticas do ano de 2010. Disponible en: http://www.inpev.org.br/destino_embalagens/estatisticas/br/teEstatisticas.asp Consulta: 20 de diciembre de 2010.

INSTITUTO PARA LA PROMOCIÓN DE ARMADURAS CERTIFICADAS – IPAC. El acero. Disponible en: <http://www.ipac.es/acero/fabricacion.asp> Consulta: 6 de septiembre de 2010.

INTERNATIONAL ALUMINIUM INSTITUTE – IAI. (2007) Environmental issues. Disponible <http://www.world-aluminium.org/Sustainability/Environmental+Issues> Consulta: 19 de mayo de 2009.

_____- IAI. Global aluminium recycling; a cornerstone of sustainable development. 2006. Disponible en: <http://www.world-aluminium.org/cache/fl0000181.pdf> Consulta: 21 de mayo de 2009.

- ____ - IAI. Results of the 2007 anode effect survey. 2009. Disponible en: <http://www.world-aluminium.org/UserFiles/File/FINAL%202007%20Anode%20Effect%20Survey%20Report%20090208.pdf> Consulta: 21 de mayo de 2009.
- INTERNACIONAL ENERGY AGENCY – IEA. Tracking Industrial Energy Efficiency and CO₂ Emissions. OECD/IEA. 2007. Informe disponible en: http://www.iea.org/textbase/nppdf/free/2007/tracking_emissions.pdf Consulta: 26 de julio de 2010.
- INTERNATIONAL STANDARD ORGANISATION – ISO 14713:1999. Protección frente a la corrosión de las estructuras de hierro y acero. Recubrimientos de zinc y aluminio. Directrices. 1999.
- ____ - ISO 1461:2009. Recubrimientos galvanizados en caliente sobre productos acabados de hierro y acero. Especificaciones y métodos de ensayo. 2009.
- ____ - ISO 14000 Environmental Management. Family of International Standards. www.iso.org. 2010
- IPCC - IPCC Special Report on Carbon Dioxide Capture and Storage. Prepared by Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Metz, B., O. Davidson, H. C. de Coninck, M. Loos, and L. A. Meyer (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and USA. 2005.
- ____ - Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and USA. 996 pp. 2007. Disponible: http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_wg1_report_the_physical_science_basis.htm Consulta: 25 de junio de 2010.
- JÄNICKE, M.; JÖRGENS, H. National environmental policy planning in OECD countries: Preliminary lessons from cross-national comparisons. Environmental Politics. 7: 2. (1998) 27 – 54.
- JEVONS, W. T. The coal question; an inquiry concerning the progress of the nation, and the probable exhaustion of our coalmines. Ed. Macmillan and Co. London. 2ª edición. 1866.
- JIMENEZ, L. M. H. Desarrollo sostenible – transición hacia la ecoevolución global. Ed. Pirámide. 2008. Madrid.
- JOHANSSON, G. Product innovation for sustainability: on product properties for efficient disassembly. International journal of sustainable Engineering. Vol. 1. No 1. March 2008. 32-41.
- JOHNSON, J.; RECK, B.K.; WANG, T.; GRAEDEL, T.E. The energy benefit of stainless steel recycling. Energy Policy 36 (2008) 181–192.
- KATZ, A. Properties of concrete made with recycled aggregate from partially hydrated old concrete. . Cement and concrete research. Vol. 33. 703-711. 2003.
- KEIJZERS, G. The evolution of Dutch environmental policy: the changing ecological arena from 1970–2000 and beyond. Journal of Cleaner Production. 8 (2000) 179–200

- KHALAF, F.M.; DEVENNY A.S. Recycling of demolished masonry rubble as coarse aggregate in concrete: Review. Journal of Materials in Civil Engineering. ASCE. July/August. 2004. 331-340.
- KHALIL, M. A. K.; RASMUSSEN, R. A.; CULBERTSON, J. A.; PRINS, J. M.; GRIMSRUD, E. P.; SHEARER, M. J. Atmospheric perfluorocarbons. Environmental science technology. Vol 37. No. 19. 4358 – 4361. 2003.
- KHATIB, J. M. Properties of concrete incorporating fine recycled aggregate. Cement and concrete research. Vol. 35. 763-769. 2005.
- KIBERT, C. J. Sustainable construction: Green building design and delivery. Ed. John Wiley & Sons. 2a edición. 2008. Estados Unidos.
- KING COUNTY. DfD Design for disassembly in the built environment: a guide to closed-loop design and building. Estados Unidos. 2006. Disponible en: http://your.kingcounty.gov/solidwaste/greenbuilding/documents/Design_for_Disassembly-guide.pdf Consulta: 19 de diciembre de 2008.
- KLIP BIO TECHNOLOGIES. Ecoclad exterior. 2009.
- KNAUF. Fabricación placas de cartón laminado. Disponible en: http://www.knauf.es/knauf/controller/controller.jsp?chId=30#seccion_30 Consulta: 15 de mayo de 2011.
- KOBAYASHI, S Y KOBAYASHI, K. Automatic sorting of lightweight metal scrap by sensing apparent density and three-dimensional shape. Resources, Conservation and Recycling 54 (2010) 571–578.
- KONDO, Y.; DEGUCHI, K.; HAYASHI, Y.; OBATA, F. Reversibility and disassembly time of part connection. Resources, Conservation and Recycling 38 (2003) 175-184. Elsevier Science B.V.
- KUMAR, S.; KUMAR, R.; BANDOPADHYAY, A. Innovative methodologies for the utilisation of wastes from metallurgical and allied industries. Resources, conservation and recycling. Vol. 48. 301.304. 2006.
- LATOUCHE, S. La apuesta por el decrecimiento. Icaria editorial. 2008. Barcelona.
- LARSON, J. The philosophy of design for disassembly. Environmental responsible design & manufacturing. Michigan Tech. Estados Unidos. Disponible en: http://www.me.mtu.edu/~jwsuther/erdm/dfd_paper.pdf Consulta: 19 de diciembre de 2008.
- LAZARUS, N. BedZED: Toolkit Part I: A guide to construction materials for carbon neutral developments. Bioregional: solutions for sustainability. 2002. Disponible en: http://www.bioregional.com/files/publications/BedZED_toolkit_part_1.pdf Consulta: 24 de enero de 2010.
- LEE, K.; Park, P. Ecodesign: best practice os ISO/TR 14062. Eco-product Research Institute (ERI). Ministry of Commerce, Industry and Energy. Gobierno de Korea. 2005.
- LEE, K.; UEHARA, H. Best Practices of ISO 14021 Self-declared environmental claims. Ministry of Commerce, Industry and Energy. Gobierno de Korea. 2003
- LÉLÉ, S. M. Sustainable development: a critical review. World development. Vol. 19. No 6. pp. 607-621. 1991.

- LEVANTINA. XVIII día del mármol. Jornada técnica realizada en el día 5 de marzo de 2010 en Alicante. Conferencia realizada por el ingeniero jefe de la cantera de Levantina.
- LEVY, S. M.; HELENE, P. Durability of recycled aggregates concrete: a safe way to sustainable development. *Cement and concrete research*. Vol. 34. p. 1975-1980. 2004.
- LEWIS, H.; GERTSAKIS, J. *Design + environment: a global guide to designing greener goods*. Greenleaf Publishing. Reino Unido. 2001.
- LI, X. Recycling and reuse of waste concrete in China – part 1: Material behaviour of recycled aggregate concrete. *Resources, conservation and recycling*. Vol. 53. 36-44. 2008.
- LIDE, D. R. *CRC Handbook of Chemistry and Physics*. CRC Press. 86th edition. 2005.
- LIEFFERINK, D. The Dutch national plan for sustainable society. In: Vig, N. J.; Axelrod, R. S. *The global environment: Institutions, law and policy*. Earthscan publications limited. 1999. Reino Unido.
- _____. - The Netherlands: a net exporter of environmental policy concepts In: Andersen, M. S.; Liefferink, D. (Eds.). *European Environmental Policy. The pioneers*. Manchester University Press, Manchester. 1997. Reino Unido.
- LIMA, R. S.; LIMA, R. R. R. Guia de elaboração de projeto de gerenciamento de resíduos da construção civil. Série de publicações temáticas do CREA-PR. 2010. http://www.crea-pr.org.br/crea3/html3_site/doc/guia/cartilhaResiduos_baixa.pdf Consulta: 15 de noviembre de 2010.
- LINß, E.; MUELLER, A. The electro-hydraulic comminution for the separation of old concrete. In: *Deconstruction and Materials Reuse Proceedings of the 11th Rinker International Conference*. 2003. Editado por: Chini, A.R. CIB Publication 287. En: <http://www.cce.ufl.edu/Deconstruction%20and%20Materials%20Reuse.pdf> Consulta: 04 de enero de 2011.
- LIU, W.; YANG, J.; XIAO, B. Application of Bayer red mud for iron recovery and building material production from aluminosilicate residues. *Journal of Hazardous Materials* 161 (2009) 474–478.
- LIVOS. Ficha técnica ADAO – Imprimación antiazulado nº 259. Enero de 2009. Disponible en: <http://www.livos.es/> Consulta: 14 de diciembre de 2010.
- LÓPEZ, F. P. Sobre el uso y la gestión como los factores principales que determinan el consumo de energía en la edificación. Una aportación para reducir el impacto ambiental de los edificios Tesis Doctoral. Departamento de Construcciones Arquitectónicas I. Escuela técnica superior de arquitectura del Vallés. Universidad Politécnica de Cataluña. Director de la tesis: Cuchí, A. 2006.
- LYNCH, J. K.; NOSKER, T. J.; LEHMAN, R.; IDOL, J. D.; VAN NESS, K.; RENFREE, R. W.; RENFREE, M. Use of recycled plastics for structural building forms. United States Patent Application Publication 2009/0205278. 2009. Disponible en: <http://www.freepatentsonline.com/20090205278.pdf> Consulta: 09 de Octubre de 2009.
- MALTHUS, T. *An Essay on the Principle of Population*. London. 1798.

- MARKARIAN, J. PVC additives – What lies ahead? *Plastics Additives & Compounding*. 2007. 9(6) 22-25.
- MARQUES, J.; PAGANI, F.; PERDUE, J. Process makes product: the c.k. choi building for the institute of Asian research at the university of British Columbia. The University of British Columbia. 1999. Disponible en: <http://www.sustain.ubc.ca/pdfs/ckchoi.PDF> Consulta: 27 de enero de 2010.
- MARTIN, B. A green look of masonry. *Masonry magazine*. April 2007. Disponible en: <http://www.masonrymagazine.com/4-07/green.html> Consulta: 02 de diciembre de 2008.
- MARTINEZ, L. R. El reciclaje del vidrio. Artículo disponible en: <http://www.redpermacultura.org/articulos/35-reciclaje/48-el-reciclaje-del-vidrio.html> Consulta: 11 de abril de 2011.
- MARVIN, E. Gypsum Wallboard Recycling and Reuse Opportunities in the State of Vermont. Vermont Agency of Natural Resources, Waste Management Division, August. 2000. Disponible en: <http://www.drywallrecycling.org/QS/TechRep.html> Consulta: 27 de noviembre de 2008.
- MATTEWS, S. From agit-prop to free space: the architecture of Cedric Price. Black Dog Pub. Ltd. 2007. Reino Unido.
- MENDOZA, A. R.; CORVO, F. Outdoor and indoor atmospheric corrosion of non-ferrous metals. *Corrosion Science* 42 (2000) 1123-1147.
- MEISEL, A. LEED materials: a resource guide to green building. Princeton architectural press. 2010. Estados Unidos.
- MERCADER, M. P. M. Cuantificación de los recursos consumidos y emisiones de CO₂ producidas en las construcciones de Andalucía y sus implicaciones en el protocolo de Kioto. Tesis doctoral. Departamento de Construcciones Arquitectónicas I. Universidad de Sevilla. 2010.
- MINISTÉRIO DAS CIDADES. Déficit habitacional no Brasil 2006. Secretaria Nacional de Habitação. Brasília. 2008. <http://www.cidades.gov.br/secretarias-nacionais/secretaria-de-habitacao/biblioteca/publicacoes-e-artigos/Deficit%20-%202006%2006-05-2008.pdf> Consulta: 04 de diciembre de 2008.
- MINISTERIO DE FOMENTO. Real Decreto 1247/2008, de 18 de julio relativo a la instrucción de hormigón estructural (EHE-08). Madrid. Disponible en: http://www.fomento.es/MFOM/LANG_CASTELLANO/DIRECCIONES_GENERALES/ORGANOS_COLEGIADOS/CPH/instrucciones/EHE2007/ Consulta: 02 de abril de 2009.
- MINISTERIO DE LA VIVIENDA. Estimación del parque de viviendas. Disponible en: http://www.mviv.es/es/index.php?option=com_content&task=view&id=687&Itemid=430 Consulta: 04 de diciembre de 2008.
- MINISTERIO DE LA PRESIDENCIA. Directiva 2006/12/CE del Parlamento Europeo, 5 de abril de 2006, relativa a los residuos. Boletín Oficial de la Unión Europea. Disponible en: <http://www.boe.es/doue/2006/114/L00009-00021.pdf> Consulta: 02 de Diciembre de 2008.
- _____ - Directiva 2000/53/CE del Parlamento Europeo, 18 de septiembre de 2000, relativa a los vehículos al final de su vida útil. Boletín Oficial de la Unión

Europea. Disponible en: <http://www.boe.es/doue/2000/269/L00034-00043.pdf> accedido en 19 de Diciembre de 2008.

_____- Real Decreto 105/2008 de 1 de febrero, relativo a la producción y gestión de los residuos de construcción y demolición. Publicación disponible en: <http://www.boe.es/boe/dias/2008/02/13/pdfs/A07724-07730.pdf> Consulta: 03 de enero de 2009.

MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO. Ley de residuos 10/1998. 21 de abril. Madrid. 1998. disponible en: <http://www.boe.es/boe/dias/1998/04/22/pdfs/A13372-13384.pdf> Consulta: 15 de febrero de 2011.

_____- Plan Nacional Integrado de Residuos: 2007-2015. Anexo 06. II Plan Nacional de Residuos de Construcción y Demolición – PNRCDD. 2006. Disponible en: http://www.mma.es/secciones/calidad_contaminacion/residuos/planificacion_residuos/pdf/borradorpnir_anexo6.pdf Consulta: 03 de enero de 2009.

MINTER, A. Scrap in China Part I—China's Labor Advantage. Scrap 60(2) 2003. Disponible en: <http://www.scrap.org/ArticlesArchive/2003/Mar-Apr/ChinaI.HTM> Consulta: 10 de septiembre de 2009.

MOFFATT, S.; KOHLER, N. Conceptualizing the built environment as a social-ecological system. Building Research & Information. 2008. 36(3). 248 – 268

MOJANTY, A. K.; MISRA, M.; HINRICHSEN, G. Biofibres, biodegradable polymers and biocomposites: An overview. Macromolecular materials and engineering 276/277, 1–24 (2000).

MOJANTY, A. K.; MISRA, M.; DRZAL, L. T.; SELKE, S. E.; HARTE, B. R.; HINRICHSEN, G. Natural fibers, biopolymers and biocomposites: An introduction. In: Natural fibers, biopolymers and biocomposites. Ed. CRC Press. Taylor & Francis. 2005. Estados Unidos.

MOORE, S. Biodegradable resin without the performance limitations—and now in Asia too. Plastics Today. En. <http://www.plasticstoday.com/articles/biodegradable-resin-without-performance-limitations%E2%80%93and-now-in-asia-too> 2009. Consulta: 13 de noviembre de 2009.

MUFURUKI, T. S.; VAN EGMOND, E. L. C.; SCHEUBLIN, F. J. M. The need and means for sustainable use of wood in the Tanzanian construction industry. In: Sustainable Construction. Materials and Practice: Challenges for the new Millennium. 2007. Portugal.

NACIONES UNIDAS. UNEP/FAO/RC/CRC.2/19. Convenio de Rotterdam - Aplicación del procedimiento de consentimiento fundamentado previo a productos químicos prohibidos o rigurosamente restringidos. 2005. Disponible en: [http://www.pic.int/INCs/CRC2/s19\)/Spanish/K0583799s.doc](http://www.pic.int/INCs/CRC2/s19)/Spanish/K0583799s.doc) Consulta: 15 de Marzo de 2009.

_____- ONU. Cumbre para la Tierra. Publicado por el Departamento de Información Pública de las Naciones Unidas. Febrero de 1997. Disponible en: <http://www.un.org/spanish/conferences/cumbre&5.htm> Consulta: 07 de junio de 2010.

_____- Cumbre para la Tierra. Programa 21. Programa de acción de las Naciones Unidas de Río. 1992. Libro digital en formato HTML disponible en.

http://www.un.org/esa/dsd/agenda21_spanish/res_agenda21_08.shtml Consulta: 07 de junio de 2010.

_____ - Perspectiva mundial sobre la biodiversidad 3. 2010. Publicación disponible en: http://www.elpais.com/elpaismedia/ultimahora/media/201005/10/sociedad/20100510elpopusoc_1_Pes_PDF.pdf Consulta: 2 de julio de 2010.

NATIONAL ENVIRONMENTAL POLICY PLAN – NEPP3. Resumen. Ministry of housing, spatial planning and the environment. 1998. Holanda. Disponible en: <http://www.un.org/esa/agenda21/natlinfo/action/netherla.htm> Consulta: 03 de junio de 2010.

_____ - NEPP4. Resumen. Ministry of housing, spatial planning and the environment. 2006. Disponible: <http://www.vrom.nl/Docs/internationaal/NMP4wwwspaans.pdf> Consulta: 03 de junio de 2010.

NEILLEY, R. Bioplastic demand to reach 900,000 tonnes in 2013. Plastics Today Disponible : <http://www.plasticstoday.com/articles/nf-freedonia-group-bioplastics-demand-study> 2009. Consulta: de noviembre de 2009.

NEWENHOUSE, S.; FULLER, A. Overture project deconstruction in madison, wi achieves 74% recycling rate. In: Deconstruction and Materials Reuse Proceedings of the 11th Rinker International Conference. 2003. Editado por: Chini, A.R. En: <http://www.cce.ufl.edu/Deconstruction%20and%20Materials%20Reuse.pdf> Consulta: 04 de enero de 2011.

NORGATE, T. E.; JAHANSHAHI, S.; RANKIN, W. J. Assessing the environmental impact of metal production processes. Journal of Cleaner Production 15 (2007) 838-848.

NOVELLI, L. R. The separation game. Scrap. Marzo/Abril 2000. Disponible en: <http://www.scrap.org/ArticlesArchive/2000/MAR-APR/SEPARATE.HTM> Consulta: 16 de Septiembre de 2009.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT – OCDE. OCDE environmental data. Compendium 2006/2007. Waste. 2007. Disponible en: http://www.oecd.org/document/49/0,3343,en_2649_34283_390113_77_1_1_1_1,00.html Consulta: 27 de noviembre de 2008.

ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD – OMS. Concise International Chemical Assessment Document 40: FORMALDEHYDE. Ginebra. 2002. Disponible en: <http://whqlibdoc.who.int/hq/2002/a73769.pdf> Consulta: 06 de diciembre de 2010.

ORLANDI, M.; IMPHY, U.; HAY, A.; KOUNDAKJIAN, P. European LCI study on stainless steel flat products. In: Dubreuil, A. Life-cycle assessment of metals: Issues and research directions. Society of Environmental and Toxicology and Chemistry (SETAC). 2005. Canada.

PARK, S. B.; LEE, B. C.; KIM, J. H. Studies on mechanical properties of concrete containing waste glass aggregate. Cement and concrete research. N° 34. 2181-2189. 2004.

PATRICK, S. G. Practical guide to polyvinyl chloride. Ed. Rapra technology limited. 2005. United Kingdom.

PENN, G. C.; KNUDSEN, S.; BENSCH, I. Evaluating a deconstruction business model. In: Deconstruction and Materials Reuse Proceedings of the 11th Rinker

- International Conference. 2003. Editado por: Chini, A.R. En: <http://www.cce.ufl.edu/Deconstruction%20and%20Materials%20Reuse.pdf> Consulta: 04 de enero de 2011.
- PEYROTEO, A.; SILVA, M.; JALALI, S. Life cycle assessment of steel and reinforced concrete structures: A new analysis tool. In: Sustainable Construction. Materials and Practice: Challenges for the new Millennium. 2007. Portugal.
- PINTO, T. P. Gestão ambiental de resíduos da construção civil. SindusCon – SP. Sao Paulo. Brasil. 2005.
- PLANK, J. Applications of biopolymers and other biotechnological products in building materials. Applied Microbiology and Biotechnology (2004) 66:1–9.
- PLASPANEL. Our color range is all green. Recycled plastic panels. Agosto de 2010. Disponible en: http://www.plaspanel.com.au/pdfs/latest/Plaspanel_Recycled.pdf Consulta: 06 de diciembre de 2010.
- PLATT, B.; LENT, T.; WALSH, B. Guide to plastic lumber. The healthy building network. http://www.healthybuilding.net/pdf/gtpl/guide_to_plastic_lumber.pdf 2005. Consulta: 18 de diciembre de 2009.
- PLATT, D. K. Biodegradable Polymers: Market Report. Smithers Rapra Press. 2006.
- PLUNKET, P. A. Aluminum recycling in the United States in 2000. U.S. Department of the Interior. U.S. Geological Survey circular 1196-W. 2001. Disponible en: <http://pubs.usgs.gov/circ/c1196w/c1196w.pdf> Consulta: 09 de septiembre de 2009.
- POLLEY, C.; CRAMER, S. M.; CRUZ, R. V. de la. Potential for using waste glass in Portland cement concrete. Journal of materials in civil engineering. Vol. 10. (4) 210-219. Noviembre 1998.
- POON, C. S.; KOU, S. C.; LAM, L. Use of recycled aggregates in molded concrete bricks and blocks. Construction and building materials. Vol. 16. 281-289. 2002.
- PROESLER, M. Environmental information for products and services: requirements instruments examples 2008. Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety, Federal Association of German Industry (BDI) and Federal Environment Agency 2008. Disponible en: http://www.blauer-engel.de/downloads/publikationen/BMU_BDI_E_082.pdf Consulta: 25 de febrero de 2010.
- RABELO, P. L. El material constructivo y la densidad urbana: la repercusión medioambiental de los sistemas estructurales en la compacidad de una ciudad. Tesina presentada en la Universidad Politécnica de Cataluña para el Máster de Arquitectura, Energía y Medio Ambiente. Departamento de construcciones arquitectónicas I. Barcelona. 2010.
- REAL ACADEMIA ESPAÑOLA – RAE. Diccionario de la lengua española - Vigésima segunda edición. 2001. Madrid.
- RECUPERA. Entrevista a Jordi Renom, director de la división de gestión de residuos de l'Agència de Residus de Catalunya. N. 62. diciembre de 2009. Disponible en: <http://www.gremirecuperacio.org/pdf/revista/62.pdf> Consulta: 22 de enero de 2010.

- RECYCLE MAG. Ship Breaking. Sailing towards sustainability. July 2008. Disponible en: <http://recycleinme.com/community/files/folders/recyclemag/entry238.aspx> Consulta: 11 de febrero de 2009.
- REES, W. E. Globalization and sustainability: Conflict or convergence? Bulletin of Science, Technology & Society. Vol. 22. No. 4. August 2002. 249-268.
- RESOLUCIÓN n° 007/2008 que instituye el Informe de Gestión de Residuos de la Construcción Civil de 4 de marzo de 2008. Publicada en el DOM n° 19, el 11 de marzo de 2008. Departamento de Medio Ambiente. Ayuntamiento de Curitiba. En: http://sitepmcestatico.curitiba.pr.gov.br/servicos/meioambiente/legislacoes/Relatorio_de_Gerenciamento_de_RCC_-_Anexo_I_da.pdf Consulta: 09 de noviembre de 2010.
- REUTER, M.A. The simulation of industrial ecosystems. Minerals Engineering, Vol. 11. No. 10. pp. 891-918. 1998. Elsevier Science Ltd.
- REUTERS. Boliden says to reopen Aznalcollar on Tuesday. 1999. Disponible en: <http://www.planetark.com/dailynewsstory.cfm/newsid/239/newsDate/7-Apr-1999/story.htm> Consulta: 05 de enero de 2010.
- REVISTA RECUPERA. La última elección: el vertedero. Artículo de fondo. N. 64. p. 22-25. Mayo 2010. Disponible en: <http://issuu.com/recupera/docs/recupera-64?mode=embed&layout=http%3A//skin.issuu.com/v/light/layout.xml&showFlipBtn=true> Consulta: 01 de junio de 2010.
- RILEM. Recommendation 121-DRG: guidance for demolition and reuse of concrete and masonry. Materials and structures. Vol. 27. p. 557-559. 1994.
- ROCA. Catálogo pret-a-porter. Sistema de montaje de baldosas en seco. 2010. Disponible en: <http://www.pretaporter.roca.com/web/> Consulta: 16 de diciembre de 2010.
- RODRÍGUEZ, C.; VERGARA, E. Propiedades físicas y mecánicas de la madera de *Pinus canariensis* crecido en el secano de la Región del Maule, Chile. Bosque 29(3): 192-196. 2008. En: <http://www.scielo.cl/pdf/bosque/v29n3/art02.pdf> Consulta: 16 de Noviembre de 2009.
- SAGOE-CRENTSIL, K. K.; BROWN, T.; TAYLOR, A. H. Performance of concrete made with commercially produced coarse recycled concrete aggregate. Cement and concrete research. N° 31. 707-712. 2001.
- SANDOVAL, D. Stepping things up. Recycling today. June. 44-48. 2005 Disponible en: <http://recyclingtoday.texterity.com/recyclingtoday/200506/> Consulta: 14 de Septiembre de 2009.
- SANDLER, K. Analyzing what's recyclable in c&d debris. Ecocycle. Vol. 44 November 2003. 51-55. Este artículo está disponible la siguiente página: [http://yosemite.epa.gov/oar/globalwarming.nsf/UniqueKeyLookup/BMOE5XLKDG/\\$File/Analyzing_C_D_Debris.pdf](http://yosemite.epa.gov/oar/globalwarming.nsf/UniqueKeyLookup/BMOE5XLKDG/$File/Analyzing_C_D_Debris.pdf) Consulta: 02 de Enero de 2009.
- SANDROLINI, F.; FRANZONI, E. Waste wash water recycling in ready-mixed concrete plants. Cement and concrete research. Vol. 31. 485-489. 2001.
- SASTRE, L. F. Madera plástica: presente y futuro. Plástico. Octubre de 2009. En: http://www.plastico.com/tp/secciones/TP/ES/MAIN/IN/ARTICULOS/doc_72802_HTML.html?idDocumento=72802 Consulta: 18 de diciembre de 2009.

- SAURA, C. Arquitectura y medio ambiente. (2003). Colección Architectonics: mind, land & society. Edicions UPC. Barcelona. España.
- SCHLESINGER, M. E. Aluminum recycling. CRC Press. United States. 2007.
- SCHMIDHEINY, S. Changing Course: A Global Business Perspective on Development and the Environment. The MIT Press. Estados Unidos. 1992.
- SECOND NATURE. Thermalfleece: sheepswool thermal and acoustic insulation. 2009. Disponible en: http://www.secondnatureuk.com/files/pdf/Thermafleece_Brochure.pdf Consulta: 18 de mayo de 2010.
- _____ - Edenbloc 35 brochure. Natural rigid insulation. 200?. Disponible en: http://www.edenbloc.co.uk/sites/default/files/downloads/Edenbloc35_Brochure.pdf Consulta: 18 de mayo de 2010.
- ŠELIH, J.; ŽARNIĆ, R. Sustainable concrete production. In: Sustainable Construction. Materials and Practice: Challenges for the new Millennium. 2007. Portugal.
- SINDICATO DA INDÚSTRIA DA CONSTRUÇÃO CIVIL DO ESTADO DO PARANÁ. SindusCon-PR. Resíduos da construção civil – Julio de 2008. Publicación Disponible en: http://www.sinduscon-pr.com.br/principal/home/?sistema=conteudos|conteudo&id_conteudo=83 Consulta: 11 de noviembre de 2010.
- SGLAVO, V. M.; MAURINA, S.; CONCI, A.; SALVIATI, A.; CARTURAN, G.; COCCO G. Bauxite 'red mud' in the ceramic industry. Part 2: production of clay-based ceramics. Journal of the European Ceramic Society 20 (2000) 245-252.
- SHELBY, J. E. Introduction to Glass Science and Technology. 2a edición. The Royal Society of Chemistry. 2005. Reino Unido.
- SHWARTZ, M. Research team develops faux wood that can biodegrade. Stanford report. March 18, 2009. Disponible en: <http://news.stanford.edu/news/2009/march18/stanford-develops-biodegradable-wood-substitute-031809.html> Consulta: 13 de noviembre de 2009.
- SORIANO, M. Especificaciones del producto isofloc - aislamiento de fibras de celulosa isofloc L. Documento electrónico enviado a través de correo electrónico el día 12 de mayo de 2010.
- SPATARI, S.; BERTRAM, K.; FUSE, K.; GRAEDEL, T.E.; SHELOV, E. The contemporary European zinc cycle: 1-year stocks and flows. Resources, Conservation and Recycling 39 (2003) 137-160
- STANLEY-BAKER, J. Arte japonés. Ediciones destino. Barcelona. 2000.
- STEEL RECYCLING INSTITUTE – SRI. (2006a). Steel recycling rates at a glance: 2006 steel recycling rates. Fact sheet of construction recycling resources. Disponible en: <http://www.recycle-steel.org/PDFs/2006Graphs.pdf> Consulta: 02 de Enero de 2009.
- _____ - (2007). The inherent recycled content of today's steel. Disponible en: <http://www.recycle-steel.org/PDFs/Inherent2006.pdf> Consulta: 02 de Enero de 2009.
- _____ - (2006b). Buy recycled with recyclable steel. Disponible en: <http://www.recycle-steel.org/PDFs/brochures/buyrec.pdf> Consulta: 02 de enero de 2009.

- SUSTAINABLE PRODUCTION & CONSUMPTION – SUSPROC. Background paper Iron and Steel Scrap. Informe de 22 de Mayo (2009a). Disponible en: http://susproc.jrc.ec.europa.eu/activities/waste/documents/Backgrounddocument_ferrousscrap.pdf Consulta: 30 de julio de 2010.
- _____. - SUSPROC. Background paper Aluminium Scrap. (2009b). Disponible en: http://susproc.jrc.ec.europa.eu/activities/waste/documents/Backgrounddocument_aluminiumscrap.pdf Consulta: 30 de julio de 2010.
- SZNOPEK, J. L.; BROWN, W. M. Materials flow and sustainability. U.S. Geological Survey Fact Sheet FS 068-98. June 1998. Disponible en: <http://pubs.usgs.gov/fs/fs-0068-98/fs-0068-98.pdf> Consulta: 29 de noviembre de 2008.
- TAINTER, J, A. Sustainability of complex societies. Futures. Vol. 27. No 4. 1995. 397-407.
- TAM, V. W. Y. Economic comparison of concrete recycling: a case study approach. Resources, conservation and recycling. N° 52 (5). 821–828. 2008.
- TAUS-BOLSTAD, S. From clay to bricks. Lerner Publications Company. 2003. Estados Unidos.
- TAWFIK, M. E.; ESKANDER, S. B. Polymer concrete from marble wastes and recycled poly(ethylene terephthalate). Journal of elastomers and plastics. Vol. 38. 65-79. January 2006.
- TAYLOR, B. A serious crush: the 20 largest recycled aggregates producers in the U.S. combine to produce significant tons of material. Construction & demolition magazine. March/April. 2007. p. 38-43. Edición disponible en: <http://cdrecycler.texterity.com/cdrecycler/200703/> Consulta: 13 de abril de 2009.
- TAYLOR, H. F. W. Cement chemistry. Thomas Telford Publishing. 2 edition. 2004. Reino Unido.
- TECTÓNICA. Plásticos. N° 19. ATC Ediciones. 2005.
- TENORIO, J. A. S. y ESPINOSA, D. C. R. Effect of salt/oxide interaction on the process of aluminum recycling. Journal of light metals. Vol. 2. 89-93. 2002
- TEPORDEI, V.V. Natural Aggregate: foundation of America's future. U.S. Geological Survey Fact Sheet FS 144-97. Reprinted February 1999. Disponible en: <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/aggregates/fs14497.pdf> Consulta: 27 de noviembre de 2008.
- THORMARK, C. Energy and resources, material choice and recycling potential in low energy buildings. In: Sustainable Construction. Materials and Practice: Challenges for the new Millennium. 2007. Portugal.
- TISDELL, C. Sustainable development: Differing perspectives of ecologists and economists, and relevance to LDC's. World development. Vol. 16. No 3. pp. 373-384. 1988.
- TONGPOOL, R.; JIRAJARIYAVECH, A.; YUVANIYAMA, C.; MUNGCHAROEN, T. Analysis of steel production in Thailand: Environmental impacts and solutions. Energy 35 (2010) 4192-4200.
- TOPÇU, I. B.; GÜNÇAN, N. F. Using waste concrete as aggregate. Cement and concrete research. Vol. 25. N° 7. 1385-1390. 1995.

- TOPÇU, I. B.; SENGE, S. Properties of concrete produced with waste concrete aggregate. Cement and concrete research. Vol. 34. 1307-1312. 2004.
- TORGAL, F.P., JALALI, S. (2007) Construção sustentável. O caso dos materiais de construção. In: Congresso Construção 2007. Lisboa. Portugal.
- TOWNSEND, T., BARNES, A., COCHRAN, K., CARLSON, J. Recycling of Discarded Gypsum Drywall in Florida. Report Submitted to the Florida Department of Environmental Protection, Tallahassee, Florida, January 31. 2001. Disponible en: <http://www.drywallrecycling.org/QS/TechRep.html> Consulta: 27 de noviembre de 2008.
- TSAKIRIDIS, P.E.; AGATZINI-LEONARDOU, S.; OUSTADAKIS, P. Red mud addition in the raw meal for the production of Portland cement clinker. Journal of Hazardous Materials Vol. 116 (2004) 103–110.
- U.S. CENSUS BUREAU. General housing characteristics:2000. U.S. Department of commerce.http://factfinder.census.gov/servlet/GCTTable?_bm=y&-geo_id=01000US&-box_head_nbr=GCT-H5&-ds_name=DEC_2000_SF1_U&-lang=en&-format=US-9&-sse=on Consulta: 27 de noviembre de 2008.
- _____ - New privately owned housing units completed. Annual data (1968-2007). U.S. Department of commerce. Disponible: <http://www.census.gov/const/compenn.pdf> Consulta: 04 de diciembre de 2008.
- U.S. DEPARTMENT OF HEALTH & HUMAN SERVICES – USHHS. 2007 Priority List of Hazardous Substances, Sorted by Rank. Disponible en: <http://www.atsdr.cdc.gov/cercla/supportdocs/appendix-d.pdf> Consulta: 16 de Octubre de 2009.
- U.S. DEPARTMENT OF HOUSING AND URBAN DEVELOPMENT – USHUD. American housing survey for the United States: 2007. Disponible en: <http://www.census.gov/prod/2008pubs/h150-07.pdf> Consulta: 19 de diciembre de 2008.
- U.S. DEPARTMENT OF LABOR – USDL. Occupational Safety & Health Administration. OSHA fact sheet formaldehyde. 2002. Disponible en: http://www.osha.gov/OshDoc/data_General_Facts/formaldehyde-factsheet.pdf Consulta: 06 de diciembre de 2010.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – US EPA. Characterization of building-related construction and demolition debris in the United States. A report to the Office of solid waste and energy response. Washington. 1998. Disponible en: <http://www.epa.gov/osw/hazard/generation/sqg/c&d-rpt.pdf> Consulta: 02 de enero de 2009.
- _____ - US EPA. Chapter 11: Mineral Products Industry. Section 11.3 Brick And Structural Clay Product Manufacturing. AP 42. 5 Edition. Volume I. Clearinghouse for Inventories & Emissions Factors. Technology Transfer Network. 1997. En: <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch11/final/c11s03.pdf> Consulta: 04 de mayo de 2011.
- _____ - US EPA. Chapter 12: Metallurgical Industry. Section 12.5 Iron and steel production. AP 42. 5 Edition. Volume I. Clearinghouse for Inventories & Emissions Factors. Technology Transfer Network. 1995. En:

- <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch11/final/c11s03.pdf> Consulta: 04 de mayo de 2011.
- _____- US EPA. Municipal solid waste in the united states: 2005 facts and figures. 2006. Disponible <http://www.epa.gov/osw/nonhaz/municipal/pubs/mswchar05.pdf> Consulta: 16 de Octubre de 2009.
- _____- US EPA. Energy trends in selected manufacturing sectors: opportunities and challenges for environmentally preferable energy outcomes. March 2007. Disponible en: <http://www.epa.gov/sectors/energy/index.html> Consulta: 18 de mayo de 2009.
- _____- US EPA. Science: High GWP gases and climate change. 2006. Disponible en: <http://www.epa.gov/highgwp/scientific.html> Consulta: 19 de mayo de 2009.
- U.S. GEOLOGICAL SURVEY – USGS. Historical Statistics for Mineral and Material Commodities in the United States. Data series 140. 2006. Disponible en: <http://minerals.usgs.gov/ds/2005/140/> Consulta: 07 de diciembre de 2008.
- _____- USGS. Commodity statistics and Information. 2008. Disponible en: <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/> Consulta: 07 de diciembre de 2008.
- _____- USGS. Flow studies for recycling metals commodities in the United States. Circular 1196-A-M. Edited by Scott. F. Sibley. EE.UU. 2004. Disponible en: http://pubs.usgs.gov/circ/2004/1196am/c1196a-m_v2.pdf Accedido en 07 de diciembre de 2008.
- XU, C.; CANG, D. A Brief Overview of Low CO2 Emission Technologies for Iron and Steel Making. Journal of iron and steel research. international. 2010. 17(3): 01-07
- VALE DO RIO DOCE. Relatório de sustentabilidade 2007. Brasil. 2008. Disponible en: http://www.vale.com/vale/media/Relatorio_de_Sustentabilidade_Vale_2007.pdf Consulta: 27 de noviembre de 2008.
- VEENMAN, S.; LIEFFERINK, D.; ARTS, B. A short history of Dutch forest policy: The ‘de-institutionalisation’ of a policy arrangement. Forest Policy and Economics 11 (2009) 202–208
- VETUS. Poly-wood: Instrucciones de instalación. 2004. Disponible en: <http://www.vetusweb.com/manuals/files/Polywood/110705%20r01%2003-04.pdf> Consulta: 18 de diciembre de 2009.
- WACKERNAGEL, M.; REES, W. Our ecological footprint: reducing the human impact on the Earth. 1996. 13a edición. New society publishers. Canada. 2007.
- WASTE & RESOURCES ACTION PROGRAMME. Flat glass: the quality protocol for the production of processed cullet from waste flat glass. Environment Agency. 2008a. Junio de 2008. Disponible en: http://www.environment-agency.gov.uk/static/documents/Business/090108_Quality_Protocol_for_Flat_Glass_-_published.pdf Consulta: 11 de abril de 2011.
- _____- Collection of flat glass for use in flat glass manufacture. Environment Agency. 2008b. Marzo de 2008. Disponible en: http://www.wrap.org.uk/downloads/WRAP_Flat_Glass_GoodPractice_FINAL_2_e36f112c.5636.pdf Consulta: 11 de abril de 2011.

- _____ - Specification for flat glass cullet used in flat glass manufacture. Environment Agency. 2008c. Marzo de 2008. Disponible en: http://www.wrap.org.uk/downloads/WRAP_Flat_Glass_spec_FINAL.3fd06499.5637.pdf Consulta: 11 de abril de 2011.
- _____ - PAS 104. Wood recycling in the panelboard manufacturing industry: Specification for quality and guidance for good practice for the supply of post consumer wood for consumption in the manufacture of panelboard products. Environment Agency. Marzo de 2004.
- _____ - Materials pricing report: 11 March 2011a. Disponible en: http://www.wrap.org.uk/recycling_industry/market_information/materials_pricing_reports/index.html Consulta: 15 de marzo de 2011.
- _____ - Technical Report. Life Cycle Assessment of Plasterboard: Quantifying the environmental impacts throughout the product life cycle, building the evidence base in sustainable construction. Publicado por: Waste & Resources Action Programme. 2008d. Abril de 2008. Reino Unido. Disponible en: http://www.wrap.org.uk/downloads/Life_Cycle_Assessment_of_Plasterboard.f9d3235b.5313.pdf Consulta: 13 de mayo de 2011.
- _____ - PAS 109. Specification for the production of recycled gypsum from waste plasterboard. British Standard Institution. Publicado por: Waste & Resources Action Programme. 2008e. Agosto de 2008. Reino Unido.
- _____ - Case study report. Hippobag Case Study. Publicado por: Waste & Resources Action Programme (WRAP). Junio de 2010. Disponible en: http://www.hippowaste.co.uk/wp-content/uploads/2010/10/WRAP_Case_Study_Report_HIPPOBAG.pdf Consulta: 20 de mayo de 2011.
- _____ - Quality protocol. Recycled gypsum from waste plasterboard. End of waste criteria for the production and use of recycled gypsum from waste plasterboard. Environment Agency. Publicado por: Waste & Resources Action Programme. 2011b. Disponible en: http://www.environment-agency.gov.uk/static/documents/Business/Gypsum_Quality_Protocol_NIEA_GEHO0311BTPD-E-E.pdf Consulta: 23 de mayo de 2011.
- _____ - Quality Protocol. Non-packaging plastics: End of waste criteria for the manufacture of secondary raw materials from waste non-packaging plastics. Environment Agency. Publicado por: Waste & Resources Action Programme. 2009. Disponible en: http://www.environment-agency.gov.uk/static/documents/Business/Quality_protocol_for_non-packaging_plastics.pdf Consulta: 25 de mayo de 2011.
- _____ - Review of Plasterboard Material Flows and Barriers to Greater Use of Recycled Plasterboard. Publicado por: Waste & Resources Action Programme. Enero de 2006. Disponible en: http://www.wrap.org.uk/downloads/PBD0004_Plasterboard_material_flows_report1.5ccf19b2.2424.pdf Consulta: 23 de mayo de 2011
- WILBURN, D. R.; GOONAN, T. G. Aggregates from natural and recycled sources: economic assessments for construction applications. U.S. Geological survey. Circular 1176. 1998. Disponible: <http://pubs.usgs.gov/circ/1998/c1176/c1176.pdf> Consulta: 08 de abril de 2009.
- WOOLLEY, T. La galvanización y la construcción sostenible: guía para proyectistas. Asociación Técnica Española de Galvanización (ATEG) 2009.

- WORLD BUSINESS COUNCIL FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT – WBCSD. Cement Technology Roadmap 2009: Carbon emissions reductions up to 2050. World Business Council for Sustainable Development y International Energy Agency. 2010.
- WORLD STEEL ASSOCIATION. Informe de sostenibilidad de la industria siderúrgica mundial 2008. Publicado en 2009. Disponible en: http://www.worldsteel.org/pictures/publicationfiles/Sustainability%20Report%202008_Spanish.pdf Consulta: 25 de Noviembre de 2009.
- _____. - Steel and energy - fact sheet energy. 2009. Disponible en: http://www.worldsteel.org/pictures/programfiles/Fact%20sheet_Energy.pdf Consulta: 7 de septiembre de 2010.
- _____. - Steel and Raw materials - fact sheet energy. 2008. Disponible en: http://www.worldsteel.org/pictures/programfiles/Fact%20sheet_Raw%20materials.pdf Consulta: 7 de septiembre de 2010.
- WORLD WATCH INSTITUTE. Good Stuff? - A Behind-the-Scenes Guide to the Things We Buy. 2004. <http://www.worldwatch.org/system/files?file=GS0000.pdf> Consulta: 29 de noviembre de 2008.
- WURM, J. Glass structures: design and construction of self-supporting skins. Springer Science. 2007. Alemania.
- YELLISHETTY, M.; KARPE, V.; REDDY, E. H.; SUBHASH, K. N.; RANJITH, P. G. Reuse of iron ore mineral wastes in civil engineering constructions: A case study. Resources, Conservation and Recycling 52(2008) 1283–1289.
- YELLISHETTY, M.; RANJITH, P.G.; THARUMARAJAH, A. Iron ore and steel production trends and material flows in the world: Is this really sustainable? Resources, Conservation and Recycling 54 (2010) 1084–1094.
- YOUNG, S. B. Materials LCM. In: Dubreuil, A. Life-cycle assessment of metals: Issues and research directions. Society of Environmental and Toxicology and Chemistry (SETAC). 2005. Canadá.
- ZAPP, P.; BAUER, C. Inventories for metallic raw material flow analysis: technical status and recycling definitions. In: Dubreuil, A. Life-cycle assessment of metals: Issues and research directions. Society of Environmental and Toxicology and Chemistry (SETAC). 2005. Canadá.